



**Sofia Gomes
de Sousa**

Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte



**Sofia Gomes
de Sousa**

**Plano de Melhoria da qualidade do ar da Região
Norte**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Carlos Borrego, Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Agradecimentos

Um trabalho da natureza daquele que é aqui apresentado não poderia ter sido levado a cabo sem a colaboração e o apoio de um grupo alargado de pessoas.

Ao orientador desta dissertação, Professor Doutor Carlos Borrego, por todo o tempo dispensado e pelas orientações científicas fundamentais para a condução do trabalho...

Aos colegas do GEMAC, por toda a ajuda, opiniões e experiência transmitida, que me permitiram ultrapassar os mais variados e insistentes obstáculos, com especial relevo para a Helena Martins, a Joana Ferreira e a Alexandra Monteiro....

À Clara Ribeiro, do IDAD, e às colegas Dina Calado e Elisa Sá, por toda a disponibilidade para partilhar os seus conhecimentos e experiência no trabalho com o TAPM...

Aos colegas e superiores da CCDR-N, Cristina Figueiredo, Pedro Moura, Patrícia Barbedo, Fernando Santos, Vítor Monteiro e Paula Pinto, por toda a compreensão pelo tempo que dispensei para a finalização deste trabalho, assim como por todo o apoio técnico e pessoal prestado...

Aos meus pais e irmãos, sem a compreensão e apoio dos quais a ultrapassagem de mais esta fase profissional e pessoal teria sido absolutamente impossível...

Ao meu sobrinho, por ter nascido no meio de todo este processo e ter contribuído para me inspirar em momentos mais difíceis, sem o saber...

Aos meus amigos, pelos momentos em que deixei de os acompanhar, sem no entanto deixar de receber o apoio de todos...

Ao Nuno, por, apesar de tudo, nunca desistir e sempre acreditar...

...Obrigada!

O júri

Presidente

Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Vogais

Carlos Alberto Diogo Soares Borrego

Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Manuel Joaquim Sabença Feliciano

Professor equiparado a Assistente na Escola Superior Agrária de Bragança do Instituto Politécnico de Bragança

Palavras-chave

Qualidade do ar, plano de melhoria, partículas, ozono, modelação, medidas de melhoria

Resumo

A Directiva – Quadro da qualidade do ar instituiu um novo regime de gestão do ar na União Europeia, surgindo, neste âmbito, a obrigação de desenvolver Planos de Melhoria da Qualidade do Ar na Região Norte de Portugal, onde têm vindo a ser ultrapassados os limites legalmente estabelecidos de concentrações atmosféricas de partículas e ozono. As directrizes técnicas e científicas do referido plano para os anos de 2004 (partículas e ozono) e 2005 (ozono) são apresentadas no presente documento. Em 2004, 18% das excedências do valor limite diário de partículas foram devidas a episódios naturais. De forma a determinar as vantagens em termos de qualidade do ar da aplicação de políticas e medidas de mitigação de emissões, foram simulados diferentes cenários de emissões, utilizando o modelo numérico TAPM. As várias simulações efectuadas para diferentes condições de entrada permitiram aferir das fragilidades apresentadas pelo modelo, que, para o inventário de emissões utilizado, a região e o ano em análise, obteve resultados que deverão ser melhorados em trabalhos futuros. O presente documento representa um importante contributo para a definição da melhor estratégia de gestão da qualidade do ar na Região Norte, na medida em que apresenta essas fragilidades, permitindo que, no futuro, as mesmas sejam ultrapassadas.

Keywords

Air quality, plan of improvement, particulate matter, ozone, modeling, improvement measures

Abstract

The Framework Directive on air quality defined a new regime for air management in European Union, arising, in this context, the need to develop Plans for the Improvement of Air Quality in the North Region of Portugal, where the atmospheric concentrations of particulate matter and ozone have been, in the last years, above the legally established limits. The technical and scientific indications of the referred Plan for 2004 (particulates and ozone) and 2005 (ozone) are presented in this document. In 2004, 18% of the exceedances of the daily limit value for particulates were due to natural causes. In order to determine the advantages for air quality in reducing emissions, different emission scenarios were simulated with numerical model TAPM. The several simulations conducted with different initial data allowed the knowledge of the model fragilities, which, for the emission inventory used, the region and the year in analysis, printed out results that shall be improved in future works. The present document represents an important contribute for the definition of the best strategy for managing air quality in the North Region, since it presents those fragilities, allowing that, in future, they can be solved.

Índice

1. Enquadramento legal	1
2. Matéria particulada e ozono: fontes, interacção na atmosfera e consequências para a qualidade do ar	5
2.1 Matéria particulada	5
2.1.1 Fontes naturais de matéria particulada	6
2.1.2 Fontes antropogénicas de matéria particulada	8
2.2 Ozono	9
2.2.1 A relação entre O ₃ , NO _x e COV's	10
2.2.2 Fontes de precursores de O ₃	12
3. Avaliação da qualidade do ar na Região Norte	15
3.1 Perfis de concentrações de poluentes nas estações da Região Norte	22
3.2 Área e população afectadas pelas ultrapassagens do VL+MT de PM ₁₀ e VA de O ₃	26
4. Identificação e caracterização dos episódios de excedência	31
4.1 Metodologia e ferramentas	31
4.2 Caracterização dos episódios	34
5. Modelação atmosférica de cenários de emissões	41
5.1 Modelo numérico TAPM	43
5.1.1 Domínios de simulação	44
5.2 Modelação meteorológica e análise de sensibilidade	44
5.3 Modelação da qualidade do ar e análise de sensibilidade	50
5.3.1 Determinação de parâmetros estatísticos	50
5.3.2 Comparação com outros modelos de qualidade do ar	57
5.3.3 Metodologia para análise de cenários de emissões	60
5.4 Medidas previstas e Cenário Base	60
5.5 Medidas adicionais e Cenários de Redução	62
5.5.1 Partículas	62
5.5.2 Ozono	73
5.5.3 Cenários de Redução	77
6. Análise de custos, benefícios e hierarquização de políticas e medidas	81
6.1 Hierarquização de políticas e medidas	82
6.2 Indicadores para a monitorização dos objectivos	83
7. Discussão dos resultados	85
8. Conclusão	89
9. Trabalho futuro e recomendações	91
Referências	93

ANEXO A – Enumeração e caracterização dos episódios de excedências ao VL + MT de PM₁₀ em 2004

ANEXO B – Emissões atmosféricas na Região Norte

ANEXO C – Análise de custos e benefícios de políticas e medidas

ANEXO D – Hierarquização de políticas e medida

Índice de figuras

Figura 1.1: Legislação comunitária e nacional relativa à qualidade do ar	2
Figura 2.1: Imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 (URL 2).....	7
Figura 2.2: Número de incêndios ocorridos em Portugal e área ardida por distrito, no ano 2004 (DGRF, 2004)	7
Figura 2.3: Isolinhas representando a taxa líquida de produção de ozono (ppb/h), em função das concentração de COV's (ppbC) e NO _x (ppb), para um dia de Verão, com céu limpo. As linhas sólidas representam taxas de produção de ozono de 1, 2.5, 5, 10, 15, 20 e 30 ppb/h (Sillman, 1999)	11
Figura 3.1: Representação das Zonas e Aglomerações da Região Norte e localização das estações de monitorização (Borrego <i>et al.</i> , 2006b).....	15
Figura 3.2: Perfis de concentrações horárias de partículas nas estações de tráfego (figura 3.2a) e de fundo (figura 3.2b) da Região Norte em 2004.....	23
Figura 3.3: Perfis horários de concentração de NO, NO ₂ , NO _x (figura 3.3a) e O ₃ (figura 3.3b) na estação de Lamas d'Olo em 2004.....	24
Figura 3.4: Perfis horários de concentração de NO, NO ₂ , NO _x e O ₃ nas estações de Centro de Lacticínios (figura 3.4a) e Calendário (figura 3.4b) em 2004.....	25
Figura 3.5: Perfis horários de concentração de NO, NO ₂ , NO _x , O ₃ (figura 3.5a) e COV's (figura 3.5b) na estação de Custóias em 2004	25
Figura 3.6: Perfis horários de concentração de NO, NO ₂ , NO _x e O ₃ nas estações da Boavista (figura 3.6a) e Circular Sul (figura 3.6b) em 2004.....	26
Figura 3.7: Representação da área afectada pela ultrapassagem do VL+MT de PM ₁₀ em cada uma das estações da Região Norte em incumprimento durante o ano de 2004.....	28
Figura 3.8: Representação da área afectada pela ultrapassagem do VA de O ₃ nas estações de Centro de Lacticínios, Calendário e Horto	30
Figura 4.1: Índice de aerossóis (g.m ⁻²) fornecido pelo modelo DREAM para o dia 25 de Julho de 2004 (URL 4).....	32
Figura 4.2: Índice de aerossóis NASA-TOMS para o dia 25 de Julho de 2004 (URL 5)	32
Figura 4.3: Retro-trajectórias calculadas pelo modelo Hysplit para o dia 25 de Julho de 2004 (URL5).....	33
Figura 4.4: Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 4).....	35
Figura 4.5: Índice de aerossóis NASA-TOMS para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 5).....	35
Figura 4.6: Retro-trajectórias obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 6).....	36
Figura 4.7: Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 4)	36
Figura 4.8: Índice de aerossóis NASA/TOMS para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 5)	37
Figura 4.9: Retro-trajectórias obtidas para as altitudes de 250, 500 e 750 metros para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 6)	37
Figura 4.10: Índice de aerossóis fornecidos pelo modelo DREAM para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 4).....	38
Figura 4.11: Índice de aerossóis NASA/TOMS para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 5)	38
Figura 4.12: Retro-trajectórias obtidas para as altitudes de 750, 1500 e 2500 metros para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 6).....	39
Figura 5.1: Representação esquemática do Modelo TAPM (Coutinho <i>et al.</i> , 2007)	43
Figura 5.2: Representação do domínio D3 de simulação do modelo TAPM	44
Figura 5.3: Comparação da temperatura média diária observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Viana do Castelo (5.3a) Pedras Rubras (5.3b) e Vila Real (5.3c).....	47
Figura 5.4: Comparação da velocidade do vento observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Viana do Castelo (5.4a), Pedras Rubras (5.4b) e Vila Real (5.4c)	48
Figura 5.5: Rosas-dos-ventos determinadas a partir dos dados observados e simulados com o TAPM nas estações de Viana do Castelo (5.5a), Pedras Rubras (5.5b) e Vila Real (5.5c)....	49

Figura 5.6: Localização das estações de monitorização utilizadas na validação da componente de qualidade do ar do TAPM para as PM_{10} (domínio D3 representado a tracejado)	51
Figura 5.7: Localização das estações de monitorização utilizadas na validação da componente de qualidade do ar do TAPM para o O_3 (domínio D3 representado a tracejado)	51
Figura 5.8: Comparação da média diária de PM_{10} observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Lamas d'Olo (5.8a), Horto (5.8b) e Paredes (5.8c)	54
Figura 5.9: Comparação das médias octo-horárias de O_3 observadas e simuladas com o TAPM para o D3 nas estações de Lamas d'Olo (5.9a), Antas (5.9b) e Calendário (5.9c)	56
Figura 5.10: Comparação das médias diárias de PM_{10} observadas e simuladas com o TAPM, Chimere e CAMx nas estações de Antas (5.10a), Calendário (5.10b) e Vila Nova da Telha (5.10c)	58
Figura 5.11: Comparação das médias octo-horárias de O_3 observadas e simuladas com o TAPM, Chimere e CAMx nas estações de Calendário (5.11a), C. Lacticínios (5.11b) e Vila do Conde (5.11c)	59
Figura 5.12: Diferenciais de concentração da média diária de PM_{10} (5.12a) e dos máximos de Verão das médias octo-horárias de O_3 (5.12b) entre os cenários de Referência e Base, para o D3	61
Figura 5.13: Distribuição espacial das emissões totais de partículas na Região Norte (Borrego <i>et al.</i> , 2003)	62
Figura 5.14: Emissões totais diárias de partículas, em kg, por categoria de veículos na Região Norte (Borrego <i>et al.</i> , 2004)	63
Figura 5.15: Imagem da ZCT da cidade de Londres, assinalada com círculos vermelhos contendo a letra "C"	66
Figura 5.16: Esquema do funcionamento das lareiras certificadas pela EPA, em utilização nos Estados Unidos da América (URL 13)	70
Figura 5.17: Diferenciais de concentração da média diária de PM_{10} (5.12 a) e dos máximos de Verão das médias octo-horárias de O_3 (5.12 b) entre os cenários Base e de Redução 1, para o D3	78

Índice de quadros

Quadro 3.1: Caracterização das estações de monitorização da qualidade do ar da região Norte (Adaptado de Borrego <i>et al.</i> , 2006b)	16
Quadro 3.2: Valores limite e margens de tolerância de concentrações atmosféricas de PM ₁₀ para protecção da saúde humana, de acordo com o DL 111/2002 de 16 de Abril.....	17
Quadro 3.3: Valores alvo de concentrações atmosféricas de O ₃ para protecção da saúde humana e da vegetação, de acordo com o DL 320/2003 de 20 de Dezembro.....	17
Quadro 3.4: Estações em incumprimento e número total de ultrapassagens expressas em relação ao VL diário +MT e em relação ao VL diário de PM ₁₀ em 2004 (Borrego <i>et al.</i> , 2005).....	18
Quadro 3.5: Estações em incumprimento em relação ao VL anual +MT de PM ₁₀ em 2004 (42 µg.m ⁻³) (Borrego <i>et al.</i> , 2005)	18
Quadro 3.6: Estações em incumprimento e número total de ultrapassagens expressas em relação aos valores alvo de O ₃ para protecção da saúde humana e da vegetação em 2004 e 2005 (Borrego <i>et al.</i> , 2005 e 2006b)	19
Quadro 3.7: Eficiências dos analisadores de PM ₁₀ e O ₃ das estações de qualidade do ar da Região Norte em 2004 e 2005 (Borrego <i>et al.</i> , 2005 e 2006b).....	20
Quadro 3.8: Eficiência mínima a considerar para aferição da possibilidade de inclusão na elaboração de Planos e Programas das estações de qualidade do ar com eficiência inferior a 90% mas com excedências superiores aos limites legislados	21
Quadro 3.9: Concelhos a incluir na elaboração de Planos e Programas para a Região Norte	22
Quadro 3.10: Raio de representatividade das estações de monitorização de qualidade do ar (EEA, 1999).....	26
Quadro 3.11: Área de representatividade das estações de monitorização de qualidade do ar em relação às concentrações de ozono (DL 320/2003, de 20 de Dezembro)	27
Quadro 3.12: Estimativa da área e população afectadas pela ultrapassagem do VL+MT de PM ₁₀ em 2004	29
Quadro 3.13: Estimativa da área e população afectadas pela ultrapassagem do VA de O ₃ em 2004 e 2005	29
Quadro 4.1: Número de dias de incumprimento do VL diário+MT de PM ₁₀ em 2004 por causa antropogénica.....	34
Quadro 5.1: Instrumentos europeus e nacionais em curso (adaptado de Boavida <i>et al.</i> , 2004) ...	42
Quadro 5.2: Estações meteorológicas da Organização Meteorológica Mundial usadas na validação do TAPM (URL 7)	45
Quadro 5.3: Indicadores de qualidade da simulação meteorológica do TAPM	46
Quadro 5.4: Indicadores de qualidade da simulação de poluição do TAPM, relativamente às PM ₁₀	52
Quadro 5.5: Coeficientes de correlação determinados para cada um dos meses do ano nas estações usadas na análise de sensibilidade da simulação de PM ₁₀ com o TAPM.....	55
Quadro 5.6: Indicadores de qualidade da simulação de poluição do TAPM, relativamente ao O ₃	55
Quadro 5.7: Sugestões de ruas potencialmente alvo da medida de varrimento e lavagem, segundo informações recolhidas junto dos municípios	72
Quadro 6.1: Hierarquização das medidas adicionais de melhoria da qualidade do ar.....	83

1. Enquadramento legal

“Todos os cidadãos têm direito a um ambiente humano e ecologicamente equilibrado e o dever de o defender, incumbindo ao Estado, por meio de organismos próprios e por apelo a iniciativas populares e comunitárias, promover a melhoria da qualidade de vida, quer individual, quer colectiva.” (Lei 11/87 de 7 de Abril - Lei de Bases do Ambiente)

A Lei de Bases do Ambiente representou um primeiro passo, na ordem jurídica nacional, para a tomada de consciência dos problemas ecológicos e para a sua regulamentação normativa. Especificamente em relação à qualidade do ar, é referido neste documento que nenhuma instalação, máquina ou meio de transporte que possa afectar a qualidade da atmosfera deve ser utilizado sem dispositivos adequados para reter as substâncias poluentes.

No interesse de introduzir alterações no quadro legislativo da gestão do ar, foi publicado o Decreto-Lei (DL) 276/99 de 23 de Julho, transposição da Directiva 96/62/CE de 27 de Setembro, a Directiva – Quadro (DQ) da Qualidade do Ar. Foi desta forma definido um novo quadro habilitante em matéria de gestão da qualidade deste recurso ambiental.

As Directivas – Filhas (DF) que se seguiram têm como objectivo regulamentar cada poluente especificado no Anexo I da DQ. Assim, as Directivas 99/30/CE de 22 de Abril e 2000/69/CE de 16 de Novembro, transpostas para o direito interno através do DL 111/2002 de 16 de Abril, estabelecem valores – limite (VL)¹ e margens de tolerância (MT)² no ar ambiente para dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de azoto (NO_x), partículas em suspensão (PM) e chumbo (Pb), no caso da primeira, e benzeno (C₆H₆) e monóxido de carbono (CO), no caso da segunda. Uma terceira DF (Directiva 2002/3/CE de 12 de Fevereiro, transposta pelo DL 320/2003 de 20 de Dezembro) foi elaborada com o intuito de estabelecer valores – alvo (VA)³, objectivos a longo prazo (OLP)⁴, um limiar de informação (LI)⁵ e um limiar de alerta (LA)⁶ para as concentrações de ozono (O₃) troposférico. A 4ª DF (Directiva 2004/107/CE de 15 de Dezembro), relativa às concentrações de metais pesados (arsénio, cádmio, níquel, mercúrio) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH) no ar ambiente foi recentemente transposta para a legislação nacional pelo DL 351/2007 de 23 de Outubro. Em 2007, foi publicada a primeira alteração ao Decreto-Lei 276/99 de 23 de Julho, o Decreto-Lei 279/2007 de 6 de Agosto, visando-se optimizar a resposta administrativa à problemática da qualidade do ar.

A figura 1.1 ilustra o enquadramento legal comunitário e nacional actual na área da qualidade do ar.

¹ Nível de poluentes na atmosfera, fixado com base em conhecimentos científicos, cujo valor não pode ser excedido, durante períodos previamente determinados, com o objectivo de evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos na saúde humana e ou no meio ambiente

² Percentagem do valor limite em que este pode ser excedido

³ O nível fixado com o objectivo, a longo prazo, de evitar efeitos nocivos para a saúde humana e ou o ambiente na sua globalidade, a alcançar, na medida do possível, no decurso de um período determinado

⁴ A concentração no ar ambiente de ozono abaixo da qual, de acordo com os conhecimentos científicos actuais, é improvável a ocorrência de efeitos nocivos directos na saúde humana ou no ambiente em geral.

⁵ Nível acima do qual uma exposição de curta duração acarreta riscos para a saúde humana de grupos particularmente sensíveis da população e a partir do qual é necessária a divulgação de informação horária actualizada

⁶ Nível de poluentes na atmosfera acima do qual uma exposição de curta duração apresenta riscos para a saúde humana e a partir do qual devem ser adoptadas medidas imediatas

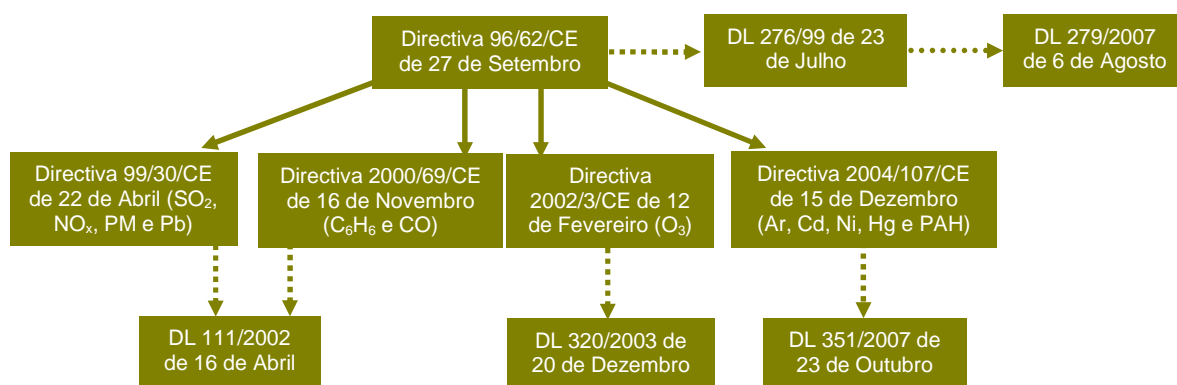


Figura 1.1: Legislação comunitária e nacional relativa à qualidade do ar

“1. Os Estados-membros devem estabelecer a lista das zonas e aglomerações em que os níveis de um ou mais poluentes são superiores ao valor-limite acrescido da margem de tolerância.

3. Nas zonas e aglomerações referidas no n.º 1, os Estados-membros devem tomar medidas para garantir que seja elaborado ou aplicado um plano ou programa destinado a fazer cumprir o valor-limite dentro do prazo fixado.”

(DQ da qualidade do ar, artigo 8º)

Encontra-se decretada, no artigo 8º da DQ, a obrigação legal de os Estados-Membros (EM) promoverem a melhoria da qualidade do ar, estabelecendo-se que deve ser elaborada uma lista das zonas e aglomerações em que as concentrações de um ou mais poluentes sejam superiores ao valor – limite acrescido da margem de tolerância (progressivamente reduzida ao longo dos anos até ao ano de cumprimento final do VL, em que se torna nula) ou ao VL quando a MT não tenha sido fixada ou não se aplique. Nas zonas e aglomerações identificadas, os EM devem elaborar e aplicar um plano ou programa (PPar) com o objectivo de fazer cumprir o VL.

Esse documento deve ser redigido pelos EM como forma de apresentar à União Europeia o estado da qualidade do ar do País, as medidas definidas para o melhorar (dentro dos prazos previstos na legislação) e as previsões quantitativas dessas melhorias, através de modelação apropriada. No caso em que se demonstre que as situações de ultrapassagem do VL (ou do VL acrescido da MT) se deveram a causas naturais, a elaboração de Planos e Programas não é exigida. No caso do O₃, em que a legislação não define valores – limite, mas sim valores – alvo, o DL 320/2003 de 20 de Dezembro obriga à “elaboração e aplicação de um plano ou programa” nas zonas e aglomerações em que estes sejam ultrapassados.

Os PPar deverão ser entregues até 18 meses após o registo das excedências à Agência Portuguesa do Ambiente (ex - Instituto do Ambiente), que dispõe de mais 6 meses para os encaminhar para a União Europeia (Boavida *et al.*, 2004). De acordo com o artigo 11º da DQ, deve informar-se a Comissão dos progressos registados na aplicação dos PPar de 3 em 3 anos.

Relativamente à Região Norte de Portugal, foram até ao momento elaborados Planos e Programas de melhoria da qualidade do ar para a matéria particulada em suspensão, para os anos entre 2001 e 2004 (Borrego *et al.*, 2006a e 2007).

Na sequência do trabalho já realizado a nível nacional no âmbito dos PPar, foi publicado o Decreto-Lei 279/2007 de 6 de Agosto, que, através de alterações a alguns pontos do Decreto 276/99 de 23 de Julho, introduz uma distinção entre os *planos* e os *programas*. Assim, é definido um conjunto de procedimentos que, envolvendo os diferentes ministérios e respectivos serviços, a administração local e outras entidades relevantes, garantam a aprovação, aplicação e acompanhamento de Planos de Melhoria da qualidade do ar e respectivos Programas de Execução, visando os últimos a concretização efectiva das medidas previstas nos Planos.

Posto isto, o objectivo deste trabalho é contribuir com informação de base científica e técnica para a elaboração do Plano de Melhoria da qualidade do ar da Região Norte relativo à poluição por matéria particulada no ano de 2004 e por ozono nos anos de 2004 e 2005, na sequência do Protocolo de colaboração entre a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N) e a Universidade de Aveiro.

2. Matéria particulada e ozono: fontes, interacção na atmosfera e consequências para a qualidade do ar

2.1 Matéria particulada

A matéria particulada (*Particulate Matter, PM*) em suspensão é composta por partículas sólidas ou líquidas dispersas na atmosfera, pelo que também é denominada de aerossol atmosférico. Quando emitido directamente das fontes poluidoras, é chamado aerossol primário, e quando é formado na atmosfera por processos de conversão gás-partícula é chamado aerossol secundário. Os gases precursores são, por exemplo, óxidos de azoto (NO_x), dióxido de enxofre (SO_2), amoníaco (NH_3) e compostos orgânicos voláteis (COV's). As contribuições destes gases e o seu potencial relativo para formar partículas diversificam com a região, a estação do ano e as condições meteorológicas.

As partículas variam entre tamanhos que vão desde alguns nanómetros até dezenas de micrómetros em diâmetro aerodinâmico equivalente (DAE – diâmetro de uma esfera de densidade unitária com a mesma velocidade terminal da partícula). De um modo simples, dividem-se as partículas em duas categorias de tamanho: finas, com DAE inferiores a $2,5\ \mu\text{m}$, e grosseiras, com DAE superior a $2,5\ \mu\text{m}$. Efectivamente, o aerossol atmosférico divide-se em três modos de distribuição de tamanhos: o modo de nucleação, com partículas que variam entre os $0,005$ e $0,1\ \mu\text{m}$ de DAE (formadas por condensação de vapores quentes durante a combustão e por processos de conversão gás-partícula), o modo de acumulação, entre $0,1$ e $2,5\ \mu\text{m}$ (formado por coagulação das partículas do modo de nucleação e condensação de vapores em partículas já existentes, levando ao aumento do seu tamanho) e o modo de sedimentação, com partículas superiores a $2,5\ \mu\text{m}$ de DAE (partículas formadas por processos mecânicos e derivadas de emissões directas naturais e antropogénicas) (Seinfeld e Pandis, 1998).

A remoção da matéria particulada da atmosfera faz-se por deposição seca e húmida. A primeira é a deposição na superfície da Terra (solo, plantas, água, etc.) e a segunda consiste em *rainout* (arrastamento pela água das chuvas até ao solo) e *washout* (incorporação nas nuvens aquando da sua formação). O tempo médio de residência do aerossol troposférico varia de alguns dias a algumas semanas (Seinfeld e Pandis, 1998).

As consequências para o ambiente das partículas em suspensão na atmosfera são variadas, sendo a redução na visibilidade uma das de mais imediata percepção. Podem também interferir no balanço radiativo, levando à diminuição da radiação que entra e sai da atmosfera, dispersando-a e

absorvendo-a, consoante o seu tamanho e composição. Actualmente, a matéria particulada é considerada, em conjunto com os gases de efeito de estufa, um importante elemento no processo das alterações climáticas.

A deposição de partículas contendo sulfatos, nitratos, ácidos orgânicos, etc., conduz à acidificação de solos e águas. O património construído pode igualmente ser afectado por este tipo de partículas (Seinfeld e Pandis, 1998). Ao nível da vegetação, o aerossol pode ser responsável pela inibição das trocas gasosas através do bloqueamento dos estomas (Borrego *et al.*, 2006a).

A exposição à matéria particulada é responsável por danos também na saúde humana, que variam consoante o tamanho das partículas. Segundo um estudo da Organização Mundial de Saúde (OMS), em 1999 o número de mortes na Europa devido à emissão deste poluente pelos escapes dos automóveis excedeu aquele provocado pelos acidentes de trânsito (Rodríguez, 2002). Outros dados sugerem que o cidadão europeu morre, em média, um ano mais cedo devido à poluição por matéria particulada (URL 1). Os efeitos das partículas na saúde humana manifestam-se sobretudo ao nível do aparelho respiratório, dependendo da sua composição química, mas também do local onde estas se depositam. Assim, as partículas de maiores dimensões são normalmente filtradas, ao nível do nariz e das vias respiratórias superiores (Borrego *et al.*, 2006a). Outras mais pequenas podem atingir a parte superior dos pulmões (DAE entre 2,5 e 10 μm), e as de DAE entre 2,5 e 1 μm chegam a atingir a região alveolar (CAFE, 2004). Os perigos para a saúde traduzem-se, por exemplo, em bronquites crónicas, crises cardíacas e respiratórias, irritação da mucosa dos olhos, nariz e garganta ou danos no sistema imunitário primário.

O presente documento, constituindo um apoio técnico e científico para a elaboração do Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte, direcciona-se para as PM_{10} , a fracção de matéria particulada cujos limites de concentração no ar ambiente se encontram legislados. As PM_{10} são, por definição, “partículas em suspensão susceptíveis de serem recolhidas através de uma tomada de amostra selectiva, com eficiência de corte de 50%, para um diâmetro aerodinâmico de 10 μm ” (DL 111/2002 de 16 de Abril).

2.1.1 Fontes naturais de matéria particulada

Estudos realizados na última década demonstram que as emissões de origem natural têm um contributo não desprezável nos níveis de PM registados, podendo constituir uma parte significativa dos níveis de partículas medidos na Europa, mesmo em áreas urbanas. Em termos quantitativos, Querol *et al.* (2004) concluíram que, em locais costeiros, o aerossol marinho pode atingir níveis médios de 7 $\mu\text{g.m}^{-3}$. A matéria particulada de origem mineral natural pode atingir níveis médios entre 5 e 11 $\mu\text{g.m}^{-3}$, em estações de tráfego e urbanas, respectivamente (Borrego *et al.*, 2006a).

Poeiras do Norte de África

O transporte de poeiras do Norte de África, dos desertos do Saara e do Sahel, constitui uma fonte natural com elevada influência sobre o território nacional. As poeiras destes desertos são injectadas na atmosfera por fenómenos de ressuspensão locais e são depois transportadas a diferentes altitudes (desde o nível do mar até cerca dos 4500 metros), afectando o Sul da Europa, especialmente a bacia do Mediterrâneo. As partículas mais finas (< 10 μm) poderão ser transportadas a longas distâncias, podendo viajar mais de 5000 km (Seinfeld e Pandis, 1998). Apesar deste tipo de situação ocorrer durante todo o ano, a sua frequência é menor nos meses de Novembro e Dezembro; eventos intensivos são geralmente registados em Fevereiro, Março e no Verão (CAFE, 2004). Um exemplo deste fenómeno pode ser observado na imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 (figura 2.1), em que uma nuvem de partículas com origem em África se estende pelo Atlântico, atingindo o território nacional.

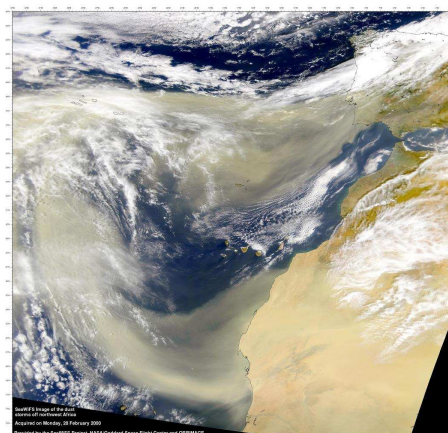


Figura 2.1: Imagem de satélite do dia 28 de Fevereiro de 2000 (URL 2)

Rodríguez *et al.* (2001) determinaram que as concentrações de poeiras minerais na região Este de Espanha durante episódios Africanos podem atingir contribuições na ordem dos $20 - 30 \mu\text{g.m}^{-3}$ para as PM_{10} e $10 - 15 \mu\text{g.m}^{-3}$ para as $\text{PM}_{2.5}$ (partículas em suspensão susceptíveis de serem recolhidas através de uma tomada de amostra, com eficiência de corte de 50%, para um diâmetro aerodinâmico de $5 \mu\text{m}$) (DL 111/2002 de 16 de Abril)).

Incêndios florestais

Os incêndios florestais são uma fonte significativa de poluentes atmosféricos, emitindo, para além de matéria particulada, óxidos de azoto, compostos orgânicos voláteis e amoníaco (NH_3), que podem ser precursores da formação de $\text{PM}_{2.5}$ secundário.

Durante o ano de 2004 foram assinalados 124 grandes incêndios (com área superior a 100 ha), representando um total de área ardida de 96170 ha (DGRF, 2004), havendo a registar uma diminuição em relação ao ano de 2003. A figura 2.2 apresenta o número de incêndios ocorridos em 2004 bem como a área ardida por distrito. O mês de Julho foi aquele em que se verificaram os maiores valores de área ardida, com 82592 ha (69% do total ardido), constatando-se um menor número de ocorrências e de hectares ardidos em relação à média do último quinquénio (DGRF, 2004).

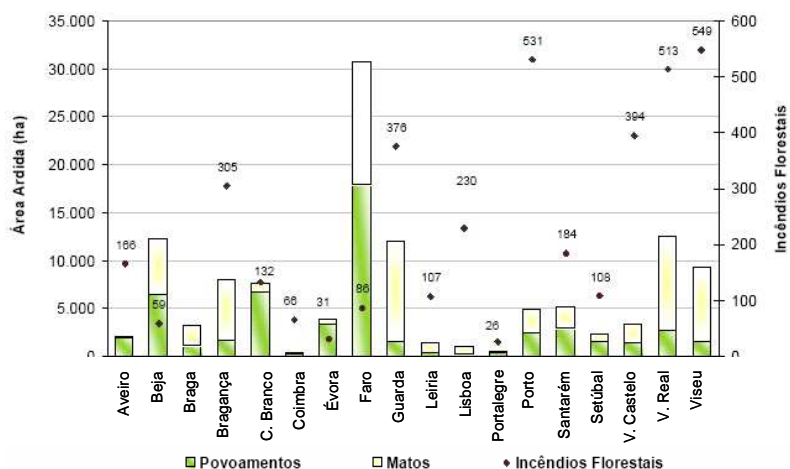


Figura 2.2: Número de incêndios ocorridos em Portugal e área ardida por distrito, no ano 2004 (DGRF, 2004)

Spray marinho

A influência do *spray* marinho originado no Oceano Atlântico sobre as concentrações de PM_{10} na região Litoral do país encontra-se actualmente comprovada. Este tipo de aerossol é principalmente formado pela acção do vento sobre as ondas, que cria bolhas na superfície do oceano, que, ao rebentarem, se desintegram em algumas dezenas de centenas de partículas mais pequenas das quais a água se evapora. Após equilíbrio com a humidade atmosférica, forma-se uma massa de aerossol (maioritariamente grosseiro) composta fundamentalmente por iões cálcio, sódio, magnésio e sulfato (Pio, 1988).

Segundo um estudo realizado por Pio *et al.* (1996) na praia do Areão (costa de Aveiro, Portugal), a contribuição deste aerossol para a quantidade total de partículas grosseiras no ar ambiente daquele local é de 88%. Um outro estudo do mesmo autor (1998) levado a cabo no centro urbano do Porto, revela que o aerossol marinho tem 20% de participação na concentração de material grosseiro no ar ambiente local. Deste modo, pode concluir-se que a contribuição do *spray* marinho deverá ser bastante importante para zonas localizadas na proximidade imediata de praias, como é o caso das estações de monitorização da qualidade do ar de Perafita, Vila do Conde e Espinho (na Aglomeração Porto Litoral).

Foram construídas rosas de poluição para estações de monitorização que registaram excedências ao VL+MT de PM_{10} em 2002, tendo-se concluído que, por exemplo, a estação de Senhora da Hora (estação de tráfego localizada na aglomeração Porto Litoral) sofre influência de massas de ar de origem marinha (Borrego *et al.*, 2006a). No entanto, torna-se evidente que, à medida que as massas de ar se afastam da costa, ficam menos carregadas de matéria particulada de origem marinha, pelo que se pode afirmar, que, nos centros urbanos, não é o *spray* marinho a fonte predominante de partículas no ar ambiente.

Outras fontes naturais

A actividade vulcânica constitui uma fonte natural cuja influência é nula na Região Norte, mas que contribui para a emissão de partículas e de compostos precursores como o dióxido de enxofre e seus derivados (CAFE, 2004).

O aerossol biológico primário é constituído por grãos de pólen, esporos de fungos e pequenos grupos de microrganismos (Kuhns *et al.*, 2003). As partículas biológicas na atmosfera variam muito em tamanho, mas são principalmente constituídas pela fracção grosseira (CAFE, 2004).

No que concerne aos gases precursores, as fontes naturais são os vulcões, para o SO_2 , os relâmpagos, os solos, os oceanos e os excrementos dos animais, para o NO_x (CAFE, 2004) e a transpiração das plantas, para o isopreno e o monopreno (Borrego *et al.*, 2006a).

2.1.2 Fontes antropogénicas de matéria particulada

As fontes antropogénicas de aerossol atmosférico estão principalmente localizadas nas zonas urbanas e industriais. Nas primeiras, as emissões de partículas estão relacionadas com processos de combustão doméstica (lareiras e aquecimentos), com obras de construção civil (acção mecânica das máquinas sobre a superfície, movimento de veículos, manuseamento de materiais e acção do vento sobre o solo) e com o tráfego automóvel. Segundo o Grupo de Trabalho CAFE (*Clean Air For Europe*) (2004), as emissões de partículas a partir de estradas são devidas à emissão directa dos escapes dos automóveis, ao desgaste de travões e pneus e à ressuspensão de material solto na superfície da estrada.

A emissão directa da exaustão dos veículos a motor é constituída maioritariamente por partículas finas, sendo aquelas geradas pelos motores diesel geralmente maiores em quantidade e tamanho do que as emitidas pelos motores a gasolina (Borrego *et al.*, 2006a).

A ressuspensão é mais significativa no caso dos veículos pesados, já que a turbulência por eles gerada no pavimento é superior à dos ligeiros. Este facto pode dar uma indicação acerca das possíveis medidas para minimizar este tipo de contribuição. Ainda segundo o CAFE (2004), a contribuição da ressuspensão de material das estradas é bastante significativa no tocante à concentração total de partículas no ar ambiente, afirmando-se que esta fonte é da mesma ordem de importância da emissão directa dos escapes dos automóveis, no que respeita às PM₁₀, sendo, no entanto, a determinação da contribuição da ressuspensão difícil de concretizar. Ketzler *et al.* (2005) afirmam que entre 50 a 85% das emissões de PM₁₀ são provenientes de fontes não relacionadas com a exaustão.

As emissões industriais de partículas primárias estão relacionadas com a exploração mineira, a produção de cimento, cerâmica, tijolos, etc.

A queima de biomassa e de combustíveis fósseis e a agricultura contribuem para as emissões antropogénicas de partículas primárias e de gases precursores de aerossóis orgânicos secundários. O aerossol biológico primário pode também ter origem na actividade humana, já que as bactérias e fungos que o constituem podem ser geradas na reciclagem de resíduos sólidos e nas centrais de compostagem (Rodríguez, 2002).

2.2 Ozono

O ozono (O₃) é um gás incolor (apresentando-se com cor azul-escura quando em estado líquido), cujas moléculas são formadas por três átomos de oxigénio. Está presente, sob a forma gasosa, na troposfera, constituindo uma pequena fracção desta. A maior parte do ozono (cerca de 90% do total existente na atmosfera) encontra-se na estratosfera, a uma altitude entre os 15 e os 50 km acima da superfície da Terra, com uma forte concentração a cerca de 25 km, constituindo o que se convencionou chamar “camada de ozono”. Aqui, este é um constituinte natural, desempenhando um papel primordial para a existência de vida no planeta – filtro para a radiação solar ultra-violeta. O restante existe na troposfera, onde, pelo contrário, os seus efeitos são prejudiciais.

Os efeitos negativos do ozono troposférico devem-se à sua natureza oxidante. Assim, a sua inalação é responsável por danos na saúde humana ao nível dos olhos, nariz, garganta (irritação), cabeça (dores e tonturas) e vias respiratórias (dores no peito, tosse, oxidação de alvéolos pulmonares e brônquios). A actividade física no exterior pode potenciar os seus efeitos nocivos, uma vez que conduz ao aumento do volume de ar inalado (Borrego *et al.*, 2005).

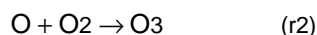
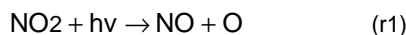
Ao nível da vegetação, as elevadas concentrações de ozono no ar ambiente podem igualmente ter consequências negativas, como registado por Wang *et al.* (2004), que afirmam que na China, Japão e Coreia, se perderam entre 1 e 9% dos campos de trigo, arroz e milho e entre 23 e 27% das plantações de sementes de soja em 1999 devido à poluição fotoquímica. De facto, o ozono é responsável por danos nas folhas de plantas como a planta do tabaco, o tomateiro ou o trevo, dado que reduz a actividade fotossintética.

O ozono está ainda relacionado com a degradação de materiais como borrachas, têxteis e pinturas.

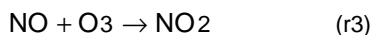
Adicionalmente, o IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) classifica o ozono como um gás de estufa, com o papel mais preponderante nas alterações climáticas depois do dióxido de carbono (CO₂) e do metano (CH₄) (Derwent *et al.*, 2002).

O ozono troposférico é um poluente fotoquímico secundário, isto é, a sua origem deve-se a reacções fotoquímicas de compostos precursores, sendo os principais o NO_x (óxidos de azoto) e os COV's (compostos orgânicos voláteis).

O mecanismo de formação do ozono estratosférico depende fundamentalmente da presença da luz solar que provoca a dissociação das moléculas de oxigénio, cujos átomos reagem posteriormente com moléculas do mesmo composto, originando O₃. No caso do ozono troposférico, a base para a sua formação é a fotólise do dióxido de azoto (NO₂), com consequente formação de um átomo de oxigénio, que reage com uma molécula de oxigénio, tal como esquematizado nas reacções seguintes.



Normalmente, esta sequência é contrabalançada pela reacção do monóxido de azoto (NO) com o ozono, como demonstra a reacção r3:



Atinge-se desta forma um equilíbrio de formação – destruição de ozono, perturbado, no entanto, por duas situações distintas:

- A remoção de O₃ como resultado da reacção com o NO durante a noite, durante o Inverno ou na proximidade de grandes fontes pontuais: nos primeiro e segundo casos, a remoção líquida de ozono ocorre devido às taxas nula e baixa de foto-dissociação, respectivamente durante a noite e a estação fria; no terceiro caso, porque as concentrações de NO nas plumas provenientes de grandes fontes pontuais são geralmente elevadas.
- A formação de O₃ associada com a química diurna NO_x-COV-CO: a existência de reacções sequenciais entre estas três espécies resulta na conversão de NO a NO₂ através de processos que não incluem a destruição de ozono. De seguida, o NO₂ sofre foto-dissociação, o que resulta em O₃ adicional (r1). Estas sequências normalmente são iniciadas por reacções dos hidrocarbonetos com o radical hidroxilo (OH) (Sillman, 1999).

2.2.1 A relação entre O₃, NO_x e COV's

As principais características da relação entre O₃, NO_x e COV's podem ser ilustradas por um gráfico de isolinhas de produção de ozono, como se representa na figura 2.3.

O gráfico indica que a formação de ozono é um processo altamente não linear e dependente da concentração de óxidos de azoto e compostos orgânicos voláteis. Podem ser identificados dois diferentes regimes fotoquímicos:

- *NO_x-sensitive*: também conhecido por *COV-saturated*, neste regime a atmosfera local encontra-se carregada de COV's, pelo que a concentração de ozono aumenta com o aumento da concentração de NO_x e mostra relativamente pouca resposta ao aumento da concentração de COV's.
- *COV-sensitive*: neste regime, também chamado de *NO_x-saturated*, a taxa de formação de ozono torna-se maior com o aumento da concentração de COV's, descendo com o aumento da concentração de NO_x.

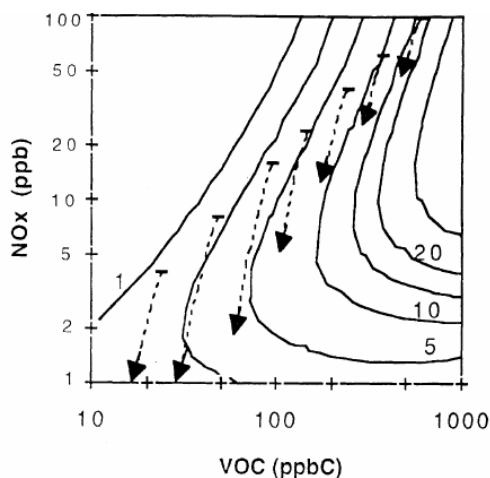


Figura 2.3: Isolinhas representando a taxa líquida de produção de ozônio (ppb/h), em função das concentrações de COV's (ppbC) e NO_x (ppb), para um dia de Verão, com céu limpo. As linhas sólidas representam taxas de produção de ozônio de 1, 2.5, 5, 10, 15, 20 e 30 ppb/h (Sillman, 1999)

A titulação do NO_x (*NO_x titration*) é um importante processo de remoção de ozônio associado com NO emitido directamente, ocorrendo porque o monóxido de azoto emitido das fontes pontuais reage rapidamente com o ozônio, produzindo NO₂ (r3). No entanto, em zonas urbanas e rurais poluídas e sob condições meteorológicas favoráveis, a remoção de ozônio por este processo é pequena comparada com a taxa de produção (por cada molécula de NO emitida é removida uma de O₃ e por cada molécula de NO_x são produzidas quatro ou mais de O₃). Esta tendência é invertida na presença das situações já descritas anteriormente (noite, Inverno e plumas de fontes pontuais).

No caso das plumas industriais, como por exemplo, as provenientes de centrais térmicas, as altas concentrações de NO_x na proximidade do local de emissão traduzem-se em elevadas taxas de remoção de ozônio através da titulação do NO_x. No entanto, à medida que a pluma se desloca, as concentrações de NO_x são reduzidas por processos químicos e de diluição, levando a produção de ozônio a substituir a inicial destruição, em caso de condições meteorológicas favoráveis. A redução da concentração de NO_x é muitas vezes acompanhada de um aumento da concentração de COV's com origem nas florestas por onde eventualmente a pluma se desloque. São, por este motivo, detectadas a montante das fontes pontuais concentrações de ozônio mais elevadas do que nas zonas rurais das redondezas, em valores de cerca de 50 ppb (Sillman, 1999).

Torna-se, desta forma, evidente, a necessidade de fazer uma distinção entre zonas *NO_x-sensitive* e *VOC-sensitive*, de forma a serem definidas as medidas de redução de precursores de ozônio mais apropriadas para cada local. Esta distinção poderá ser realizada com recurso a modelação numérica, testando diferentes hipóteses de redução de NO_x e/ou COV's, estudo de inventários de emissões e medições *in loco*. A este propósito, destaca-se um estudo levado a cabo por Roselle e Schere (1995), em que uma redução total de COV's antropogénicos no leste dos Estados Unidos se traduziria numa concentração de 80 ppb de O₃, ao passo que uma redução total de NO_x previa uma redução das concentrações de O₃ para valores de fundo (30-40 ppb).

De acordo com a revisão feita por Sillman (1999), a geografia da química NO_x-VOC resume-se da seguinte forma: nas zonas rurais, a química predominante aparenta ser *NO_x-sensitive* (com relatos de algumas excepções, como as zonas directamente influenciadas por plumas urbanas); nas grandes cidades, o regime *VOC-sensitive* é o mais passível de predominar (com exemplos das cidades de Los Angeles, Nova Iorque, Chicago e Milão, alvo de extensos estudos realizados neste âmbito).

A separação entre os diferentes regimes suscitou, segundo o autor referido, um debate não oficial de políticas de melhoria da qualidade do ar. Os defensores do controlo de COV's enfatizam o impacto

destes em localizações com elevada densidade populacional. Os defensores do controlo de NO_x , incluindo grupos ambientalistas, defendem o argumento de o controle dos COV's ter pouco impacto na totalidade de ozono produzida, por meramente atrasar o processo de formação de ozono à medida que as plumas se deslocam a montante da fonte.

2.2.2 Fontes de precursores de O_3

De entre os precursores de ozono, os mais significativos são o NO_x e os COVNM (compostos orgânicos voláteis não metano). No entanto, também o metano (CH_4) e o monóxido de carbono (CO) são gases preponderantes nos níveis de O_3 registados, uma vez que competem pelo radical hidroxilo (OH), influenciando posteriormente a quantidade de NO_x disponível para a formação de O_3 (Borrego *et al.*, 2006b).

A fonte primordial de óxidos de azoto é a queima de combustíveis fósseis, mas estes compostos podem também ter origem em fontes naturais, como as descargas eléctricas na atmosfera ou certas transformações microbianas.

Os COV's são emitidos por uma vasta gama de actividades humanas, incluindo a queima de combustíveis fósseis, a evaporação de gasolina e solventes e a indústria química. A vegetação terrestre constitui também uma ampla fonte natural de hidrocarbonetos (Mauzerall *et al.*, 2004). Os hidrocarbonetos biogénicos são emitidos maioritariamente por árvores de folha caduca, sendo o isopreno (C_5H_8) o composto com maior impacto na formação de ozono em áreas urbanas. A reactividade dos COV's naturais é maior do que a da maioria dos COV's antropogénicos, pelo que a contribuição dos primeiros, mesmo emitidos em menor quantidade em áreas urbanas, não deve ser desprezada (Sillman, 1999). De facto, segundo Evtugina *et al.* (2007), que estudaram as concentrações de COV's no Parque Natural do Alvão (onde se localiza a estação de monitorização da qualidade do ar de Lamas d'Olo) os compostos de origem biogénica (isopreno e monoterpenos) representam um potencial para a produção de ozono à superfície muito superior relativamente aos outros compostos, mesmo apresentando estas concentrações mais significativas.

Existem evidências que apontam para uma contribuição importante de fenómenos de transferência de ozono da estratosfera para a troposfera, ocorrendo a mistura ocasional destas duas camadas através de processos dinâmicos. Apesar de em Portugal as quantificações deste fluxo não existirem, parece haver indicação que o transporte de ozono por este meio seja bastante importante. De um modo geral, estima-se que a contribuição deste fenómeno represente cerca de 20% do total de ozono produzido fotoquimicamente (Carvalho, 2006).

O transporte de longa distância de compostos precursores e de ozono é realizado às escalas regional, internacional e intercontinental. Um dos exemplos é o transporte de poluentes da América do Norte, com influência sobre o Atlântico Norte, incluindo Portugal. Creilson *et al.* (2003), afirmam que a região oeste da Europa sofre influência da poluição produzida nos Estados Unidos durante a Primavera (Março a Maio), em que a Oscilação do Atlântico Norte (OAN)⁷ se encontra em fase positiva. Esta fase positiva da OAN acarreta um aumento dos ventos de oeste sobre o Atlântico Norte, conduzindo ao transporte de poluição para a Europa. Segundo o estudo supra-citado realizado no Parque Natural do Alvão, existe evidência do transporte de COV's do Norte e Noroeste de Espanha para a área de influência da estação de Lamas d'Olo no período amostrado, sendo o transporte do Sul de Portugal responsável pelo dia em que se verificaram as maiores concentrações de COV's na estação.

⁷ Fenómeno climático do Oceano Atlântico Norte caracterizado por flutuações na pressão ao nível do mar, que controla a força e a direcção dos ventos de oeste e o percurso das tempestades.

2. Matéria particulada e ozono: fontes, interação na atmosfera e consequências para a qualidade do ar

A análise da intrusão de massas de ar estratosférico e do transporte de longas distâncias de ozono e seus precursores não faz parte dos objectivos do presente trabalho, pelo que se propõe o seu estudo posterior, salientando-se a sua importância na definição de estratégias de minimização da poluição fotoquímica.

3. Avaliação da qualidade do ar na Região Norte

De acordo com especificações da Directiva – Quadro, o território nacional foi dividido em *zonas* e *aglomerações*, onde a medição da qualidade do ar é obrigatória. Uma zona define-se, segundo o DL 276/99 de 23 de Julho, como uma “área geográfica de características homogéneas, em termos de qualidade do ar, ocupação do solo e densidade populacional”, e uma aglomeração como uma “zona caracterizada por um número de habitantes superior a 250 000 ou em que a população seja igual ou fique aquém de tal número de habitantes, desde que não inferior a 50 000, sendo a densidade populacional superior a 500hab/km²”.

Deste modo, a Região Norte é constituída por 2 zonas e 4 aglomerações (IA, 2001), consoante consta da figura 3.1. Trata-se das zonas Norte Interior e Norte Litoral e das aglomerações Porto Litoral, Braga, Vale do Sousa e Vale do Ave.

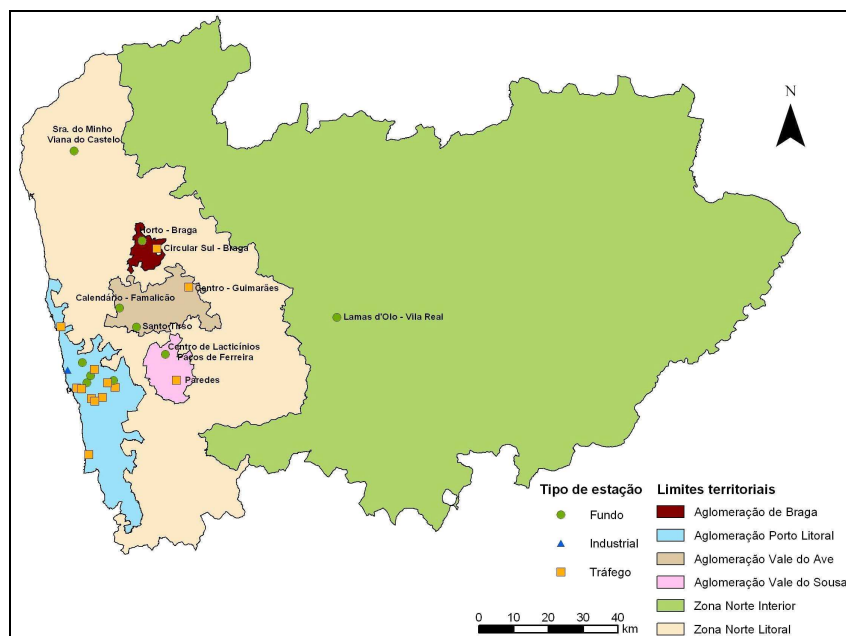


Figura 3.1: Representação das Zonas e Aglomerações da Região Norte e localização das estações de monitorização (Borrego *et al.*, 2006b)

No quadro 3.1 estão descritas algumas características das estações de monitorização da Rede de Qualidade do Ar da Região Norte.

Quadro 3.1: Caracterização das estações de monitorização da qualidade do ar da região Norte (Adaptado de Borrego *et al.*, 2006b)

Aglomeracão	Estação	Tipo	Concelho	CO	NOx	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	BTX
Porto Litoral	Águas Santas	Tráfego	Maia	√	√	√				
	Antas	Tráfego	Porto	√	√		√		√	
	Baguim	Tráfego	Gondomar		√				√	
	Boavista	Tráfego	Porto	√	√	√	√			
	Custóias	Fundo/Indus.	Matosinhos	√	√	√	√		√	√
	Ermesinde	Fundo	Valongo		√	√	√		√	
	Espinho	Tráfego	Espinho	√	√	√	√			
	Leça do Balio	Fundo	Matosinhos	√	√	√	√		√	
	Matosinhos	Tráfego	Matosinhos	√	√	√	√			
	Perafita	Fundo/Indus.	Matosinhos	√	√	√	√		√	
	Sra. da Hora	Tráfego	Matosinhos	√	√	√	√			
	Vermoim	Tráfego	Maia	√	√	√	√	√	√	
	V. Conde	Tráfego	V. Conde	√	√	√	√			
	V.N. Telha	Fundo	Maia	√	√	√	√		√	
Braga	Circular Sul	Tráfego	Braga	√	√		√			
	Horto	Fundo	Braga		√	√	√		√	
Vale do Sousa	C. Lacticínios	Fundo	Paços Ferreira		√	√	√		√	
	Paredes	Tráfego	Paredes	√	√		√			
Vale do Ave	Guimarães	Tráfego	Guimarães	√	√		√			
	Santo Tirso	Fundo	Santo Tirso	√	√	√	√		√	
	Calendário	Fundo	V.N. Famalicão		√	√	√		√	
Norte Litoral	Sra. do Minho	Fundo	Viana Castelo		√	√	√	√	√	
Norte Interior	Lamas d'Olo	Fundo	Vila Real		√	√	√	√	√	

A análise realizada à qualidade do ar da Região Norte nos anos 2004 e 2005 (Borrego *et al.*, 2005 e 2006b) identificou as aglomerações Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave como em incumprimento dos VL anual e diário de PM₁₀ (em 2004) e as aglomerações de Braga, Vale do Sousa e Vale do Ave e as zonas Norte Litoral e Interior como em incumprimento dos valores – alvo para protecção da saúde humana e da vegetação estabelecidos para o ozono (em 2004 e 2005)⁸. Nos quadros 3.2 e 3.3 encontra-se um resumo dos valores limite, margens de tolerância e valores alvo a aplicar para estes poluentes, de acordo com a legislação nacional em vigor.

⁸ A listagem de aglomerações em incumprimento refere-se àquelas nas quais pelo menos uma estação em excedência obteve a eficiência mínima de recolha de dados legalmente definida.

Quadro 3.2: Valores limite e margens de tolerância de concentrações atmosféricas de PM₁₀ para protecção da saúde humana, de acordo com o DL 111/2002 de 16 de Abril

Fase	Período de referência	Designação	Valor legislado (µg.m ⁻³)
1ª Fase (a cumprir até 1 Janeiro 2005)	Diário	Valor Limite	50 (a não ultrapassar mais do que 35 vezes por ano civil)
		Margem de Tolerância	2001: 20
			2002: 15
			2003: 10
			2004: 5
			2005: 0
	Anual	Valor Limite	40
		Margem de Tolerância	2001: 6,4
			2002: 4,8
			2003: 3,3
			2004: 2
			2005: 0
2ª Fase (a cumprir até 1 Janeiro 2010)	Diário	Valor Limite	50 (a não ultrapassar mais do que 7 vezes por ano civil)
		Valor Limite	20
	Anual	Margem de Tolerância	2005: 10
			2006: 8
			2007: 6
			2008: 4
			2009: 2
			2010: 0

Segundo o DL 111/2002 de 16 de Abril, os VL da 2ª fase de cumprimento para as PM₁₀ são indicativos, podendo ser revistos “à luz de novas informações sobre os efeitos na saúde e no meio ambiente, viabilidade técnica e experiência adquirida com a aplicação dos valores limite para a 1ª fase”. De acordo com informações da Agência Portuguesa do Ambiente (APA), até ao momento não há qualquer indicação sobre a aplicação da 2ª fase para as PM₁₀.

Quadro 3.3: Valores alvo de concentrações atmosféricas de O₃ para protecção da saúde humana e da vegetação, de acordo com o DL 320/2003 de 20 de Dezembro

Período de referência	Designação	Valor legislado
Máximo das médias octo-horárias do dia	Valor Alvo para protecção da saúde humana	120 µg.m⁻³ (a não ultrapassar mais do que 25 vezes por ano civil)
AOT40 calculado com base em valores horários medidos de Maio a Julho (inc.)	Valor Alvo para protecção da vegetação	18 000 µg.m⁻³.h

Nos quadros 3.4, 3.5 e 3.6 enumeram-se as estações de qualidade do ar que não cumpriram os requisitos legais para as PM_{10} e para o O_3 , nos anos de 2004 e 2005.

Quadro 3.4: Estações em incumprimento e número total de ultrapassagens expressas em relação ao VL diário +MT e em relação ao VL diário de PM_{10} em 2004 (Borrego *et al.*, 2005)

Aglomerção	Estação	Nº excedências ao VL diário+ MT	Nº excedências ao VL diário
Porto Litoral	Antas	66	91
	Boavista	120	135
	Custóias	91	109
	Ermesinde	61	70
	Espinho	109	136
	Leça do Balio	63	80
	Matosinhos	84	102
	Perafita	62	76
	Sra. da Hora	64	77
	Vermoim	54	70
	Vila do Conde	127	159
	V.N. da Telha	57	70
Braga	Circular Sul	55	74
Vale do Sousa	C. Lacticínios	45	54
	Paredes	80	101
Vale do Ave	Guimarães	67	89

Quadro 3.5: Estações em incumprimento em relação ao VL anual +MT de PM_{10} em 2004 ($42 \mu g.m^{-3}$) (Borrego *et al.*, 2005)

Aglomerção	Estação	Média anual ($\mu g.m^{-3}$)
Porto Litoral	Boavista	50
	Vila do Conde	53
Braga	Circular Sul	45
Vale do Sousa	Paredes	44
Vale do Ave	Guimarães	47

Quadro 3.6: Estações em incumprimento e número total de ultrapassagens expressas em relação aos valores alvo de O₃ para protecção da saúde humana e da vegetação em 2004 e 2005 (Borrego *et al.*, 2005 e 2006b)

Aglomeração/Zona	Estação	Nº excedências ao VA para protecção da saúde humana		VA para protecção da vegetação ($\mu\text{g.m}^{-3}.\text{h}$)	
		2004	2005	2004	2005
Braga	Horto	29	-	22 252	-
Vale do Sousa	C. Lacticínios	37	37	24 974	-
Vale do Ave	Calendário	28	-	20 234	-
	Santo Tirso	-	-	-	22 457 *
Norte Litoral	Sra. Minho	-	83	-	31 729
Norte Interior	Lamas d'Olo	101	164	36 381 *	63 074

* Não foi atingida a eficiência mínima para o cálculo do AOT40 (90%)

O quadro 3.7 apresenta, para os anos de 2004 e 2005, as eficiências de recolha de dados obtidas nos analisadores de PM₁₀ e O₃ para cada estação de monitorização. Os valores da eficiência para o O₃ são expressos em percentagem do número de horas (nº medições horárias válidas/nº medições horárias possível) e para as partículas em percentagem do número de dias (nº médias diárias válidas/nº médias diárias possível). Nos quadros referidos encontram-se destacadas a negrito as situações em que se verificou uma eficiência superior a 90%, o mínimo exigido na legislação como critério de avaliação da qualidade de medição.

De acordo com o Anexo X do DL 111/2002, a recolha de dados anual deve ser no mínimo de 90% para que se considere que existe medição em contínuo; no entanto, no guia para os Anexos da Decisão 97/101/CE sobre troca de informação (CE, 2002) estabelece-se que, no caso de estações onde a eficiência seja inferior a 90%, o valor mínimo exigido de captação de dados deve ser recalculado, descontando os dados que se perderam devido às operações de manutenção e calibração habituais dos analisadores. Este procedimento justifica-se com o risco de a baixa eficiência da estação ser devida a este factor, o que não deve ser motivo para a excluir de análises como a do presente trabalho. Deste modo, a eficiência mínima da estação torna-se menos exigente, podendo situar-se abaixo dos 90% previstos.

Algumas estações da Rede de Qualidade do Ar da Região Norte iniciaram o seu funcionamento apenas no decorrer dos anos 2004 e 2005, não atingindo, por este motivo, a eficiência mínima de recolha de dados exigida por lei. No caso de outras estações, as razões podem ser falhas de comunicação durante certos períodos do ano ou avaria de algum componente dos analisadores. Não obstante, algumas destas estações apresentaram um número de excedências aos VL e VA superiores aos permitidos. Foi então determinada, para cada um destes casos, uma nova eficiência mínima, tendo em conta o máximo de dados que a estação poderia recolher ao longo do ano em análise. Evita-se, assim, que algumas aglomerações da Região Norte que registaram excedências nas concentrações de poluentes atmosféricos sejam excluídas dos Planos de Melhoria e respectivos Programas de Execução, cujo objectivo final é a protecção da saúde humana e da vegetação.

No quadro 3.8 são determinadas as novas eficiências mínimas a considerar para as estações da Região Norte que, tendo registado excedências em número superior aos parâmetros definidos por lei, obtiveram uma taxa de recolha de dados inferior a 90%.

Quadro 3.7: Eficiências dos analisadores de PM₁₀ e O₃ das estações de qualidade do ar da Região Norte em 2004 e 2005 (Borrego *et al.*, 2005 e 2006b)

Aglomeração /Zona	Estação	PM ₁₀		O ₃	
		2004	2004	2005	
Porto Litoral	Águas Santas	-	-	47	
	Antas	91	97	100	
	Baguim	-	100	100	
	Boavista	95	99	100	
	Custóias	97	100	53	
	Ermesinde	93	99	100	
	Espinho	86	96	99	
	Leça do Balio	98	94	77	
	Matosinhos	98	100	90	
	Perafita	95	98	100	
	Sra. da Hora	98	-	-	
	Vermoim	78	99	100	
	Vila do Conde	90	99	99	
	V.N. Telha	98	98	100	
Braga	Circular Sul	70	-	-	
	Horto	60	88	99	
Vale do Sousa	C. Lacticínios	89	95	100	
	Paredes	92	-	-	
Vale do Ave	Guimarães	71	-	-	
	Santo Tirso	64	95	57	
	Calendário	81	83	94	
Norte Litoral	Sra. do Minho	-	-	81	
Norte Interior	Lamas d'Olo	70	79	98	

Quadro 3.8: Eficiência mínima a considerar para aferição da possibilidade de inclusão na elaboração de Planos e Programas das estações de qualidade do ar com eficiência inferior a 90% mas com excedências superiores aos limites legislados

Ano/ Poluente	Estação	Eficiência obtida (%)	Eficiência máxima possível (%)	Perda de dados* (%)	Eficiência mínima a considerar (%)	Estação considerada
2004 – PM ₁₀	Espinho	86	100	1,08	89	Não
	Vermoim	78	100	1,74	88	Não
	C. Lacticínios	89	98	0,06	88	Sim
	Circular Sul	71	81	0,07	73	Não
	Guimarães	71	73	0,01	64	Sim
2004 – O ₃	Calendário	83	86	0,1	77	Sim
	Horto	88	91	0,1	81	Sim
	Lamas d'Olo	79	80	0,2	72	Sim
2005 – O ₃	Sra. Minho	81	81	0,1	73	Sim

* Por operações de manutenção e calibração dos analisadores

Desta forma, as aglomerações e estações a considerar para a elaboração do Plano de Melhoria da Região Norte são aquelas em que se registaram excedências aos VL legislados e uma eficiência de recolha de dados superior a um valor mínimo determinado caso a caso. No quadro 3.9 encontra-se a listagem dessas estações.

Quadro 3.9: Concelhos a incluir na elaboração do Plano de Melhoria da qualidade do ar da Região Norte

Ano/Poluente	Aglomeracão	Estação	Concelho
2004 – PM ₁₀	Porto Litoral	Antas	Porto
		Boavista	
		Custóias	
		Leça do Balio	
		Matosinhos	Matosinhos
		Perafita	
		Sra. Hora	
		Ermesinde	Valongo
		Vila do Conde	Vila do Conde
		V. N. Telha	Maia
		C. Lacticínios	Paços de Ferreira
		Paredes	Paredes
2004 – O ₃	Vale do Ave	Guimarães	Guimarães
	Braga	Horto	Braga
	Vale do Sousa	C. Lacticínios	Paços de Ferreira
	Vale do Ave	Calendário	Famalicão
2005 – O ₃	Norte Interior	Lamas d'Olo	Vila Real
	Vale do Sousa	C. Lacticínios	Paços de Ferreira
	Norte Litoral	Sra. Minho	Viana do Castelo
	Norte Interior	Lamas d'Olo	Vila Real

3.1 Perfis de concentrações de poluentes nas estações da Região Norte

A observação dos perfis de concentração de poluentes atmosféricos permite uma melhor compreensão dos processos que conduzem à sua formação. Analisam-se de seguida os perfis horários de PM₁₀, PM_{2,5}, O₃ e compostos precursores nalgumas estações da Região Norte.

Na figura 3.2 representam-se os perfis de concentrações horárias de PM₁₀ e PM_{2,5} nas estações da Região Norte que registaram excedências aos VL+MT previstos para as primeiras, assim como das estações de fundo de Horto, Calendário (suburbanas) e Lamas d'Olo (rural).

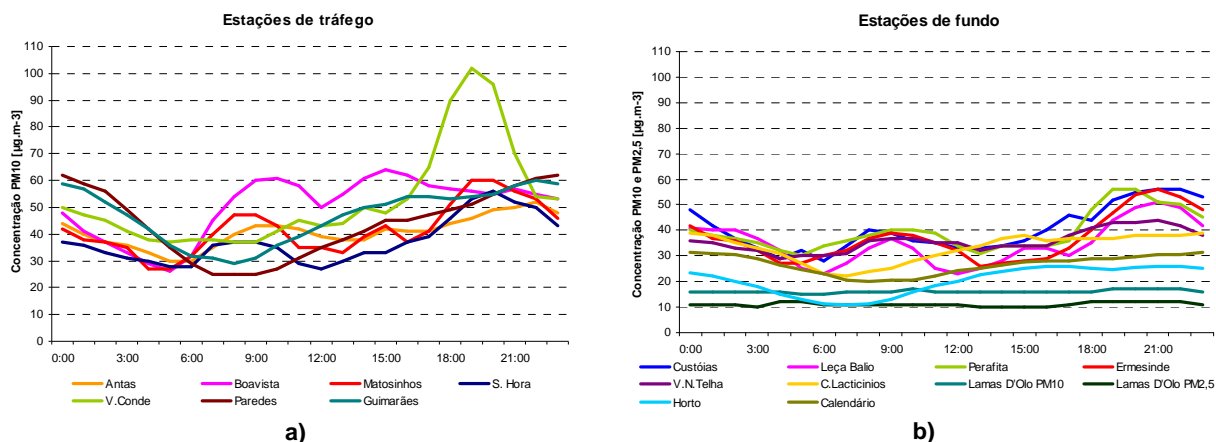


Figura 3.2: Perfis de concentrações horárias de partículas nas estações de tráfego (figura 3.2a) e de fundo (figura 3.2b) da Região Norte em 2004

Da observação da figura 3.2 verifica-se que a estação de Vila do Conde (suburbana de tráfego) apresenta valores muito elevados de concentração de partículas ao fim do dia, de ordem de grandeza superior às das estações urbanas de tráfego. Este facto deve-se provavelmente à existência de uma churrascaria perto da estação, podendo alguma da representatividade da estação ser por isso diminuída.

Quanto às estações de fundo, os perfis das urbanas de fundo são mais aproximados dos perfis das urbanas de tráfego do que os perfis das suburbanas de fundo. Existem, no entanto, excepções. A estação de Centro de Lacticínios apresenta um comportamento mais próximo do de uma estação suburbana de fundo (como as estações do Horto e Calendário, em que o perfil horário é significativamente diferente do perfil das estações de tráfego), apesar de conotada como urbana de fundo. As estações de Vila Nova da Telha e Leça do Balio apresentam um comportamento oposto, isto é, apesar de classificadas como suburbanas de fundo, comportam-se como estações urbanas de fundo (acompanhando os fluxos de tráfego).

A estação de Lamas d'Olo apresenta concentrações médias de partículas bastante mais baixas que as restantes estações, o que se coaduna com a sua classificação de rural de fundo, observando-se que as duas fracções medidas não acompanham totalmente a variação uma da outra, indicando origens diferentes.

Relativamente aos perfis de variação das concentrações de ozono e compostos precursores, analisa-se nas figuras 3.3 a 3.6 o comportamento de estações de fundo, de tráfego e de uma industrial.

Na figura 3.3 representa-se o perfil horário das concentrações de óxidos de azoto e ozono em 2004 para a estação rural de fundo de Lamas d'Olo, que registou excedências ao valor alvo de ozono em 2004 e 2005. O perfil para 2005 é semelhante.

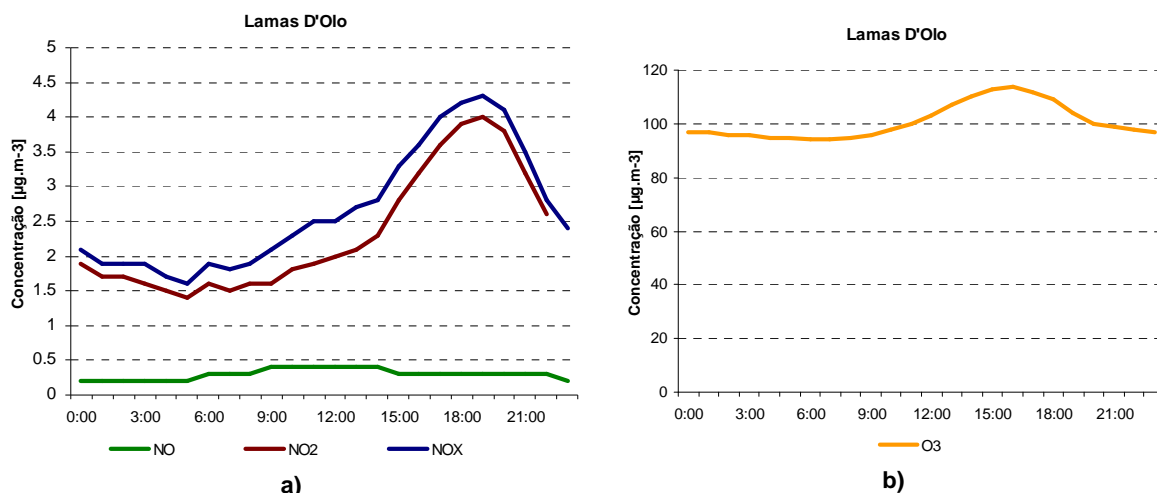


Figura 3.3: Perfis horários de concentração de NO, NO₂, NO_x (figura 3.3a) e O₃ (figura 3.3b) na estação de Lamas d'Olo em 2004

Da análise da figura 3.3 conclui-se que a concentração de monóxido de azoto é, em média, significativamente inferior à de dióxido de azoto. Este facto deve-se à localização remota da estação em relação a centros urbanos e industriais, recebendo por isso os poluentes fotoquímicos numa fase adiantada do seu ciclo, em que grande parte do NO em que as plumas poluentes são inicialmente ricas desaparece por reacção com o O₃, originando NO₂. Nestes casos, se as condições forem favoráveis, forma-se O₃ a grandes distâncias das fontes poluentes, por foto – dissociação do NO₂, o que explica a existência de elevadas concentrações de ozono em localizações remotas. As concentrações de ozono mantêm-se estáveis e elevadas durante a noite, o que pode estar associado às baixas concentrações de NO_x observadas, conduzindo ao fraco consumo de O₃ por reacção com o NO. Este fenómeno pode ainda estar relacionado com fraca mistura vertical ou extrusão estratosférica (Evyugina *et al.*, 2007).

Os perfis de concentração de óxidos de azoto e ozono para a estação rural de fundo de Senhora do Minho em 2005 são semelhantes aos da estação de Lamas d'Olo, sendo a principal diferença a menor estabilidade das concentrações nocturnas de ozono na primeira.

Os perfis de concentração para as estações de Centro de Lacticínios (urbana de fundo) e Calendário (suburbana de fundo), representados na figura 3.4, revelam a existência de concentrações de NO₂ mais elevadas do que as de NO, característica de estações de fundo. Observa-se também um pico de concentração de ozono por volta das 15:00, coincidindo com o mínimo das concentrações de compostos de azoto.

Na figura 3.5 representam-se os perfis de concentração horária de NO_x, O₃ e COV's obtidos para a estação de Custóias (suburbana industrial) em 2004, sendo os perfis obtidos para 2005 semelhantes. Pela análise da figura 3.5, observa-se a existência de uma relação clara entre as concentrações de ozono e as dos seus precursores, com um aumento destes no início da manhã e fim da tarde e uma diminuição a meio da tarde, correspondentes à diminuição e ao aumento das concentrações de ozono, respectivamente.

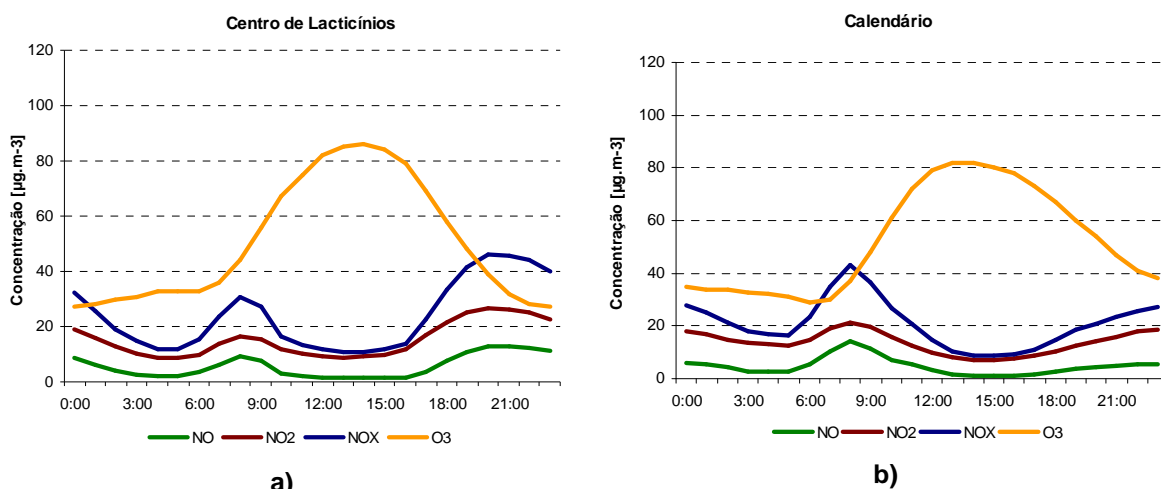


Figura 3.4: Perfis horários de concentração de NO, NO₂, NO_x e O₃ nas estações de Centro de Lacticínios (figura 3.4a) e Calendário (figura 3.4b) em 2004

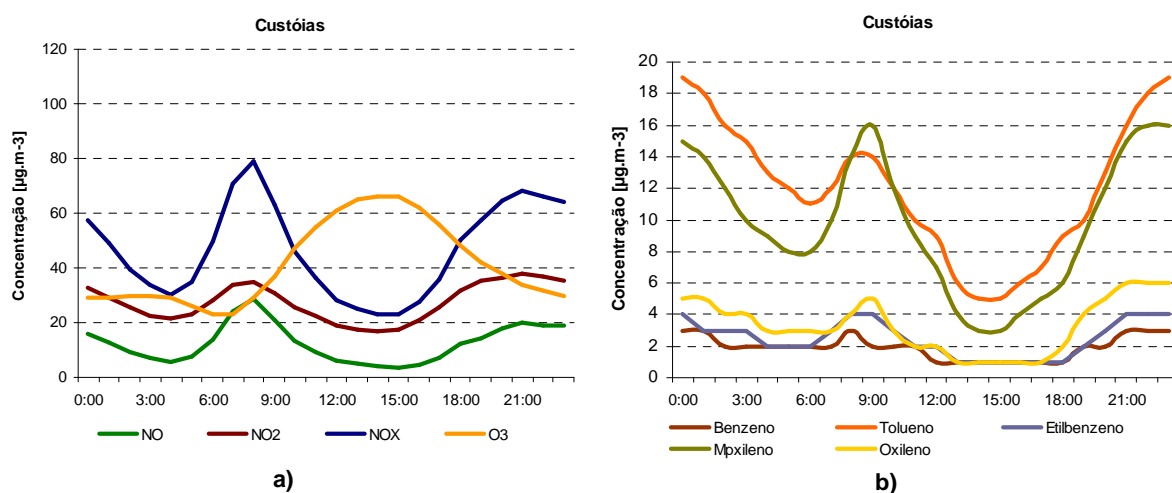


Figura 3.5: Perfis horários de concentração de NO, NO₂, NO_x, O₃ (figura 3.5a) e COV's (figura 3.5b) na estação de Custóias em 2004

As concentrações de ozono nas estações urbanas de tráfego (como a da Boavista, cujos perfis de concentração horários se representam na figura 3.6a) são significativamente inferiores às das estações de fundo, com picos a atingir cerca de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Este facto deve-se à elevada concentração de NO nas plumas poluentes recentemente emitidas e que, neste caso, atingem a estação num período muito curto. Tal como verificado para as estações anteriormente analisadas, a relação entre o ozono e os óxidos de azoto é inversa. Observa-se, da análise da figura 3.6b (estação de tráfego de Circular Sul), que as concentrações de NO são mais elevadas que as de NO₂, com a diferença entre elas a acentuar-se nas horas de maior fluxo de tráfego.

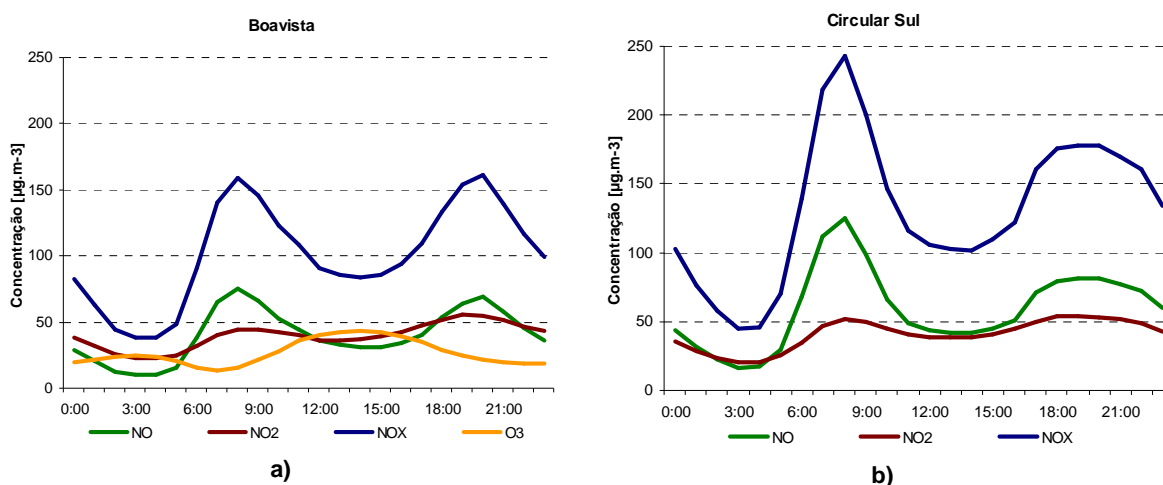


Figura 3.6: Perfis horários de concentração de NO, NO₂, NO_x e O₃ nas estações da Boavista (figura 3.6a) e Circular Sul (figura 3.6b) em 2004

3.2 Área e população afectadas pelas ultrapassagens do VL+MT de PM₁₀ e VA de O₃

A estimativa da área em que a concentração de poluentes excedeu os parâmetros previstos na legislação é realizada para cada uma das estações onde se verificaram ultrapassagens, tendo em conta o tipo de ambiente (urbana/suburbana/rural) e de influência (fundo/tráfego/industrial) que as caracterizam. Para a determinação da área de representatividade recorre-se a gamas de influência das estações de monitorização indicadas na literatura (EEA, 1999) e na legislação nacional (DL 320/2003, de 20 de Dezembro) ⁹ (quadros 3.10 e 3.11).

Quadro 3.10: Raio de representatividade das estações de monitorização de qualidade do ar (EEA, 1999)

Tipo de estação	Raio de representatividade (m)
Tráfego	Não aplicável
Industrial	10 - 100
Fundo urbana	100 - 1000
Fundo suburbana	1000 - 5000

⁹ Para efeitos do presente documento, considera-se a área de influência de uma dada estação como a sua área de representatividade, sendo esta a área dentro da qual a concentração não difere mais de 20% da concentração medida na estação.

Quadro 3.11: Área de representatividade das estações de monitorização de qualidade do ar em relação às concentrações de ozono (DL 320/2003, de 20 de Dezembro)

Tipo de estação	Área de representatividade (km ²)
Urbana	Alguns
Suburbana	Algumas dezenas
Rural	Algumas centenas
Rural de fundo	1000 - 10000

Assim, em relação à área influenciada pelas ultrapassagens do VL+MT de PM₁₀ em 2004, é assumido um raio médio de 1,5 km para as estações suburbanas de fundo e de 0,5 km para as urbanas de fundo. No entanto, dado que as estações de Vila Nova da Telha e Leça do Balio apresentam um comportamento típico de estações urbanas de fundo, apesar de classificadas como suburbanas de fundo, atribuem-se às mesmas raios de 0,5 km. À estação urbana de fundo de Centro de Lacticínios atribui-se um raio de 1,5 km, de acordo com as especificidades do seu comportamento, que a aproximam de uma estação suburbana de fundo.

No que respeita às estações fundo/industrial de Perafita e Custóias, a gama de influência indicada na bibliografia (EEA, 1999) é muito baixa, pelo que não faz sentido o cálculo da área ou da população afectadas pela ultrapassagem ao valor limite nestas estações.

Relativamente às estações de tráfego, a estimativa da distância afectada pela ultrapassagem do valor limite realiza-se de acordo com o conhecimento local e do tipo de via rodoviária na proximidade de cada estação.

Na figura 3.7 estão representadas as áreas de influência estimadas, para as ultrapassagens verificadas em 2004 nas estações da Região Norte.

Para o cálculo da população recorre-se aos dados do “Census 2001” (URL 3), de acordo com a área e a distância estimadas, conforme o tipo de estações de que se trata. No quadro 3.12 são apresentados os valores da área e da população residente estimadas, para todas as estações em incumprimento do VL+MT de PM₁₀ em 2004.

Em relação ao incumprimento do valor – alvo de O₃ previsto para 2010 nas estações da rede de monitorização da Região Norte, é adoptada uma área de influência de 20 km² para as estações suburbanas de fundo e uma área de 5 km² para a estação urbana de fundo. A estação rural de fundo de Lamas d'Olo apresenta valores de ozono bastante elevados, acima das concentrações médias registadas nas restantes estações da Região Norte. Desta forma, estas concentrações poderão não ser representativas de uma área entre 1000 e 10000 km² em redor da estação, tal como previsto na legislação nacional. Esta estação está a ser alvo de estudos que pretendem determinar as causas dos elevados níveis de ozono nela registados. Assim, considera-se prematura a determinação da população afectada pelas concentrações de ozono medidas na estação de Lamas d'Olo, tal como para a estação de Senhora do Minho.

3. Avaliação da qualidade do ar na Região Norte

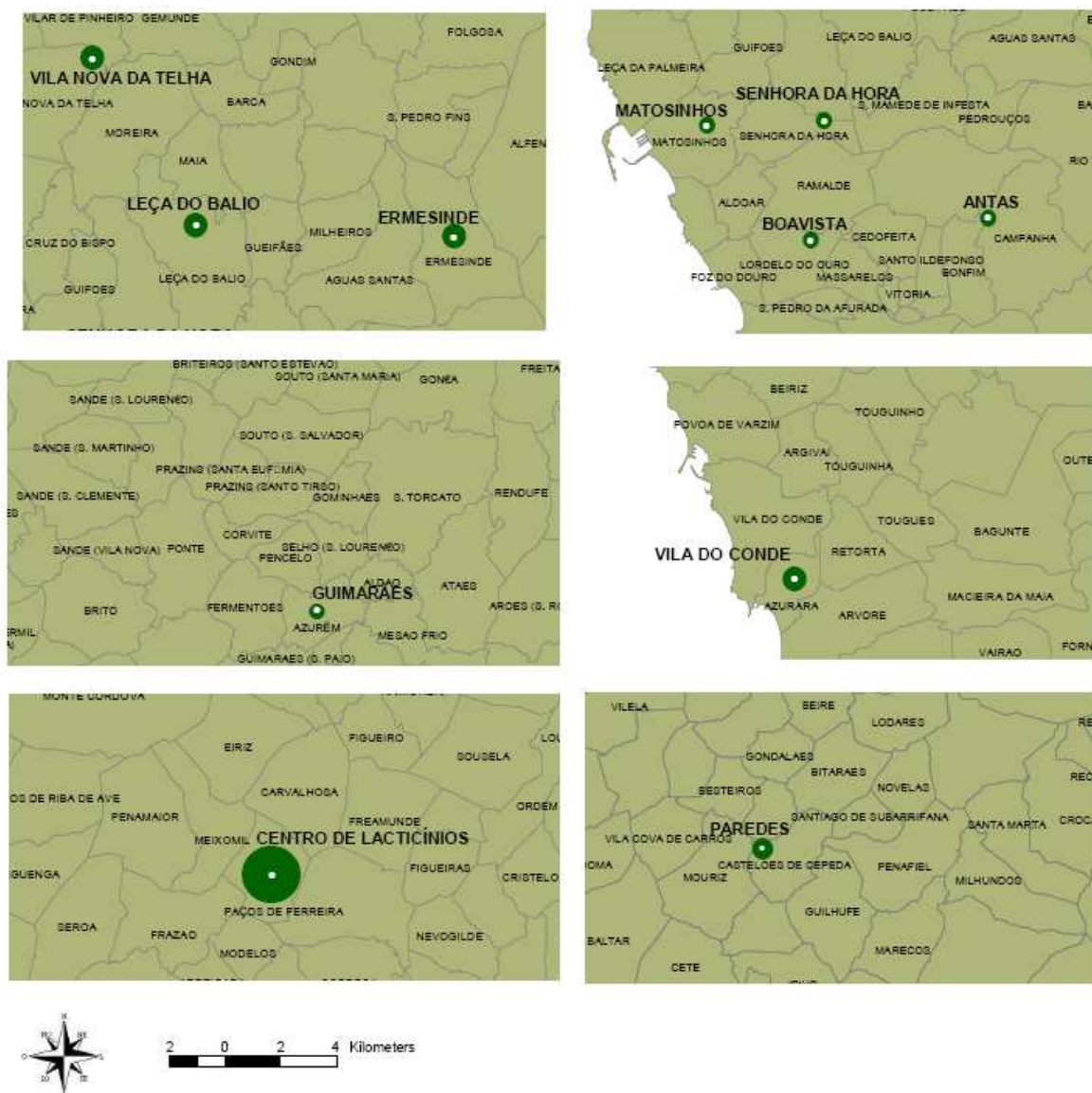


Figura 3.7: Representação da área afectada pela ultrapassagem do VL+MT de PM₁₀ em cada uma das estações da Região Norte em incumprimento durante o ano de 2004

Quadro 3.12: Estimativa da área e população afectadas pela ultrapassagem do VL+MT de PM₁₀ em 2004

Aglomeração	Estação	Classificação	Raio de influência (km)	Área de influência (km ²)	População estimada (hab)
Porto Litoral	Leça do Balio	Suburbana fundo	0,5	0,79	1 394
	V. N. Telha				637
	Ermesinde	Urbana fundo	0,5	0,79	4 791
	Antas				1 335
	Boavista	Urbana tráfego	0,3	0,28	1 829
	Matosinhos				1 502
	Sr. ^a da Hora				1 956
	V. Conde	Suburbana tráfego	0,5	0,79	787
Vale do Sousa	C. Lacticínios	Urbana fundo	1,5	7,07	6 021
	Paredes	Urbana tráfego	0,5	0,79	302
Vale do Ave	Guimarães	Urbana tráfego	0,3	0,28	947

No quadro 3.13 apresenta-se uma estimativa da população afectada pelos níveis de ozono registados nas estações de Horto, C. Lacticínios e Calendário.

Quadro 3.13: Estimativa da área e população afectadas pela ultrapassagem do VA de O₃ em 2004 e 2005

Aglomeração/ Zona	Estação	Classificação	Área de influência (km ²)	População estimada (hab)
Braga	Horto	Suburbana fundo	20	46 887
Vale do Sousa	C. Lacticínios	Urbana fundo	10	6 021
Vale do Ave	Calendário	Suburbana fundo	20	23 270
Norte Litoral	Sra. Minho	Rural fundo	-	-
Norte Interior	Lamas d'Olo	Rural fundo	-	-

A figura 3.8 ilustra a área afectada pelas excedências ao valor – alvo de ozono em 2004 e 2005, nas estações de Centro de Lacticínios, Calendário e Horto.

3. Avaliação da qualidade do ar na Região Norte

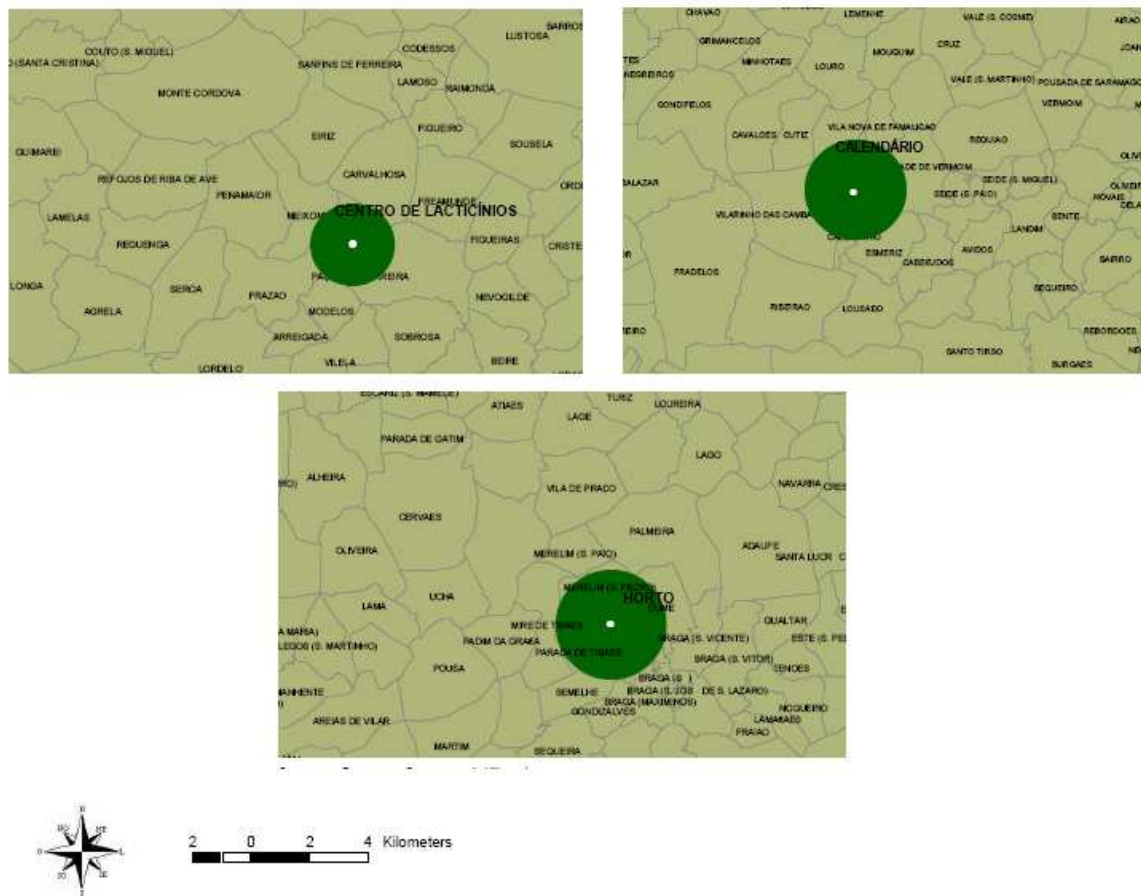


Figura 3.8: Representação da área afectada pela ultrapassagem do VA de O₃ em 2004 e 2005 nas estações de Centro de Lacticínios, Calendário e Horto

Salienta-se que a estimativa da população afectada pelas ultrapassagens dos limites de concentração de poluentes atmosféricos deve ser realizada no âmbito de campanhas de medição ou modelação, que farão o complemento da informação apresentada. Esta deve ser interpretada como uma indicação da ordem de grandeza da população afectada pela poluição atmosférica.

4. Identificação e caracterização dos episódios de excedência

De acordo com o DL 111/2002 de 16 de Abril, podem identificar-se zonas ou aglomerações nas quais os VL de PM_{10} são excedidos devido a concentrações no ar ambiente causadas por eventos naturais ou pela ressuspensão de partículas em consequência da colocação de areia nas estradas durante o Inverno. Os Planos e Programas só serão executados quando os valores limite forem excedidos devido a concentrações que não resultem destes fenómenos.

Deve, por isso, verificar-se a ocorrência de ultrapassagens aos VL provocadas por estes eventos e se, depois de descontadas essas ultrapassagens, o incumprimento dos valores legislados se mantém.

Em relação às PM_{10} , é determinada a percentagem de episódios de poluição associada aos eventos naturais, dado que não é usual a aplicação de areia nas estradas em Portugal. Em relação ao O_3 , a determinação da origem dos episódios de poluição não faz parte do âmbito deste trabalho.

4.1 Metodologia e ferramentas

Para a determinação da origem dos episódios de poluição por matéria particulada são analisados dois tipos de eventos naturais: o transporte de poeiras dos desertos Africanos e a emissão de aerossol dos grandes fogos florestais (> 100 ha área ardida). Para identificar a contribuição deste tipo de eventos na ocorrência de ultrapassagens aos VL, são aplicadas diferentes ferramentas, que se passam a descrever.

Modelo DREAM

O modelo DREAM (*Dust REgional Atmospheric Model*) foi desenvolvido pelo Euro-Mediterranean Centre on Insular Coastal Dynamics da Universidade de Malta com o objectivo de descrever correctamente o ciclo de vida atmosférico das partículas resultantes da acção erosiva dos ventos sobre os desertos Africanos (Nickovic *et al.*, 2001). Baseia-se no sistema de modelação SKIRON/Eta e no modelo atmosférico regional Eta/NCEP. Os módulos do sistema incorporam parametrizações das principais fases do ciclo de vida das partículas, tais como a produção, difusão, advecção e remoção; são também considerados os efeitos da distribuição por tamanhos na dispersão dos aerossóis.

O desempenho do sistema tem sido testado para vários episódios de tempestades de poeiras, em vários locais e com diferentes resoluções espaciais. O sistema funciona operacionalmente, fornecendo os valores da carga de partículas (g.m^{-2}), concentração à superfície ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e deposição (mg.m^{-2}), entre outros, para a região do Mediterrâneo; os resultados estão disponíveis na Internet (URL 4). A título de exemplo, é apresentado na figura 4.1 o resultado do modelo DREAM para o dia 25 de Julho de 2004, sendo visível a contribuição dos aerossóis com origem em África para os níveis de PM_{10} registados nas estações de qualidade do ar nacionais nesse dia.

A utilização deste modelo permite analisar qual a distribuição do índice de aerossóis sobre o território nacional e identificar a contribuição das tempestades de poeiras com origem nos desertos africanos nos dias em que se tenham verificado ultrapassagens ao VL das partículas.

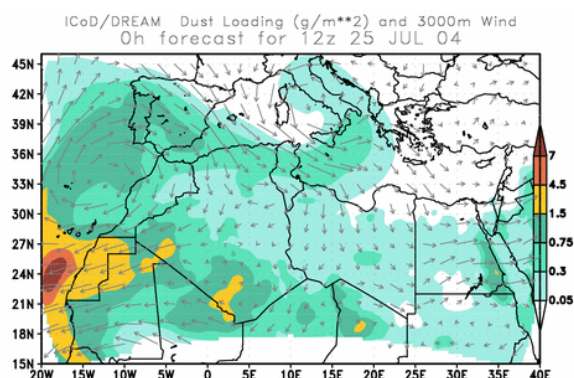


Figura 4.1: Carga de partículas (g.m^{-2}) fornecido pelo modelo DREAM para o dia 25 de Julho de 2004 (URL 4)

Índice de Aerossóis NASA-TOMS

Como complemento à informação fornecida pelo modelo DREAM, é também analisado o índice de aerossóis NASA-TOMS (*Total Ozone Mapping Spectrometer*). Este instrumento permite a observação de aerossóis provenientes de fenómenos como as tempestades de areia, fogos florestais e queima de biomassa. (URL 5).

A título de exemplo, é apresentado na figura 4.2 o índice de aerossóis NASA-TOMS para o dia 25 de Julho de 2004, sendo mais uma vez visível a nuvem de poeiras com origem em África sobre o território nacional.

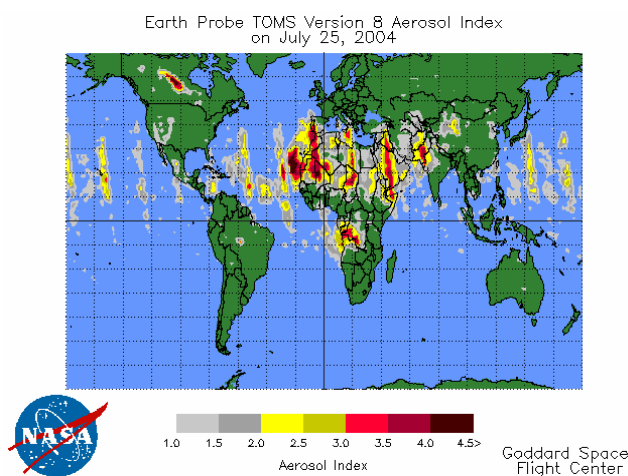


Figura 4.2: Índice de aerossóis NASA-TOMS para o dia 25 de Julho de 2004 (URL 5)

Modelo HYSPLIT

O modelo HYSPLIT (*HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model*), desenvolvido pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) dos Estados Unidos, é um sistema completo que calcula trajetórias e campos de dispersão e deposição de partículas e gases (Draxler *et al.*, 2005). O modelo usa dados meteorológicos em grelha, resultantes de análise ou de modelos meteorológicos de previsão e encontra-se disponível *on-line*, sendo de aplicação simples (URL 6).

No presente estudo, o HYSPLIT é utilizado para calcular as retro-trajetórias de partículas de ar de modo a determinar a sua origem. O modelo é aplicado para altitudes de massas de ar de 750, 1500 e 2500 metros e para um período de 5 a 10 dias, no caso de suspeita de transporte a partir dos desertos Africanos, de acordo com a literatura (González, 2002), e 250, 500 e 750 metros e para um período de 1 a 2 dias, no caso de ocorrência de incêndios florestais. De notar que o erro associado ao cálculo das retro-trajetórias pode variar entre 15 e 30% da distância percorrida pelas massas de ar (URL 6).

A título de exemplo, é apresentado na figura 4.3 o resultado do modelo HYSPLIT para o dia 25 de Julho de 2004, sendo bastante provável a influência de massas de ar vindas do Norte de África sobre Portugal nesse dia.

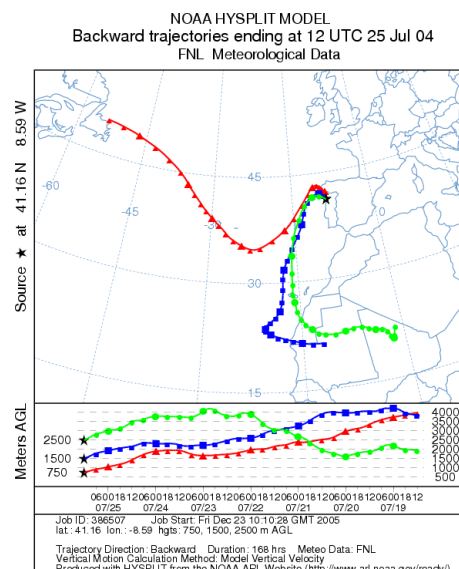


Figura 4.3: Retro-trajetórias calculadas pelo modelo Hysplit para o dia 25 de Julho de 2004 (URL5)

Relatórios incêndios florestais

Paralelamente às ferramentas anteriormente descritas, é consultado o relatório da Direcção Geral de Florestas relativo aos incêndios florestais de 2004 (DGRF, 2004), verificando-se a ocorrência de fogos de grandes dimensões (> 100 ha área ardida) nos dias das excedências ou nos dias anteriores às mesmas.

4.2 Caracterização dos episódios

É efectuada uma análise dos dias em que se verificaram ultrapassagens ao VL diário + MT de PM₁₀ em três ou mais estações simultaneamente durante o ano de 2004. A estes períodos foi aplicada a metodologia descrita no ponto anterior, o que permite classificar os episódios em três tipos:

- Origem natural – desertos: episódios com contribuição do transporte de poeiras com origem nos desertos africanos;
- Origem natural – incêndios: episódios com contribuição do transporte de poeiras com origem em incêndios florestais;
- Origem antropogénica: episódios sem contribuição significativa de fenómenos naturais, atribuídos por isso a emissões antropogénicas.

No anexo A apresenta-se a caracterização dos episódios de ultrapassagem identificados, assim como as estações em que o VL + MT foi ultrapassado.

A análise efectuada permite concluir que, no ano de 2004, os eventos naturais (desertos e incêndios) estiveram presentes em 18% dos dias em que ocorreram ultrapassagem ao VL diário + MT das PM₁₀ simultaneamente em 3 ou mais estações de qualidade do ar, observando-se uma diminuição da contribuição destes eventos face a anos anteriores – 88%, 35% e 36% para 2001, 2002 e 2003 (Borrego *et al*, 2006a).

Da análise do quadro 4.1 pode verificar-se que, mesmo descontados os episódios naturais em cada uma das estações em incumprimento, observa-se um número de excedências ao VL diário + MT de PM₁₀ superior ao legislado (35), com excepção da estação de fundo de Centro de Lacticínios. Apesar de esta estação passar a ser considerada como em cumprimento dos parâmetros legais definidos para as PM₁₀, a aglomeração de Vale do Sousa, em conjunto com as aglomerações do Porto Litoral e do Vale do Ave, continua em incumprimento, devendo ser objecto de aplicação futura de políticas e medidas de melhoria da qualidade do ar.

Quadro 4.1: Número de dias de incumprimento do VL diário+MT de PM₁₀ em 2004 por causa antropogénica

Aglomeração	Estação	Nº dias de incumprimento	Nº dias de causa natural	Nº de dias de causa antropogénica
Porto Litoral	Antas	68	15	53
	Boavista	120	17	103
	Custóias	92	18	74
	Ermesinde	62	11	51
	Leça Balio	64	16	48
	Sra. Hora	64	15	49
	Perafita	62	12	49
	V. Conde	127	18	109
	V.N. Telha	57	15	42
	Matosinhos	84	16	68
Vale do Sousa	C. Lacticínios	45	12	33
	Paredes	80	11	69
Vale do Ave	Guimarães	67	9	58

A título de exemplo, é apresentada a análise dos episódios que tiveram lugar entre 17 e 21 de Maio de 2004, constituídos por dias de ultrapassagem ao VL de cada tipo identificado: origem natural – desertos; origem natural – incêndios; origem antropogénica.

Episódios de 17-19 e 21 de Maio de 2004

17 e 18 de Maio: Antropogénico

A análise do índice de aerossóis obtido através do modelo DREAM (figura 4.4) e através da NASA-TOMS (figura 4.5), para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 revela que, apesar da existência de transporte de poeiras com origem nos desertos africanos, a nuvem de aerossóis não atinge o Norte do País. Esta informação é confirmada pelas retro-trajectórias, (figura 4.6) que mostram que as massas de ar às altitudes de 750, 1500 e 2500 metros que atingem a Região Norte nos dias 17 e 18 de Maio têm origem a Noroeste e Sudoeste do território nacional.

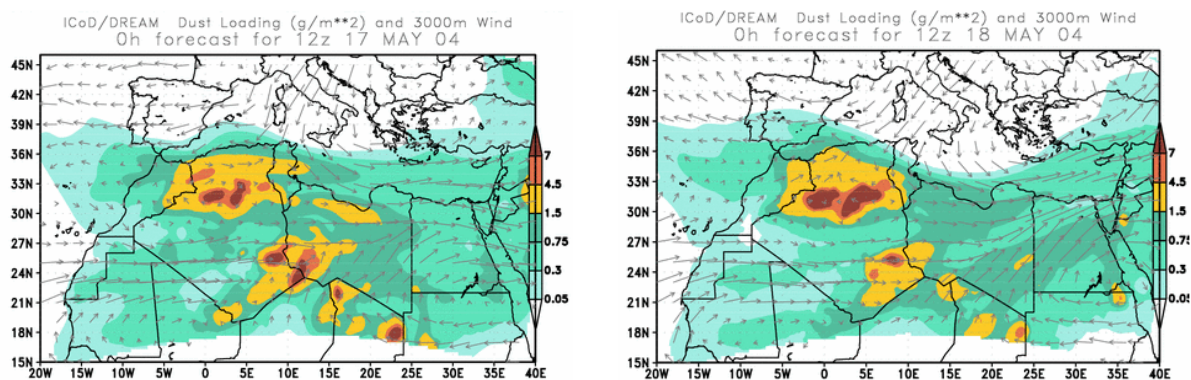


Figura 4.4: Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 4)

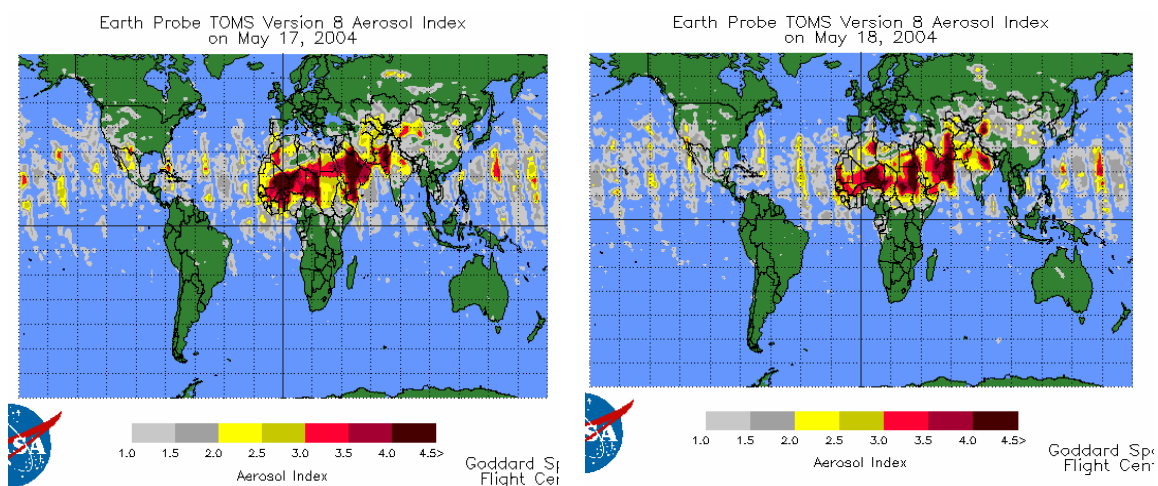


Figura 4.5: Índice de aerossóis NASA-TOMS para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 5)

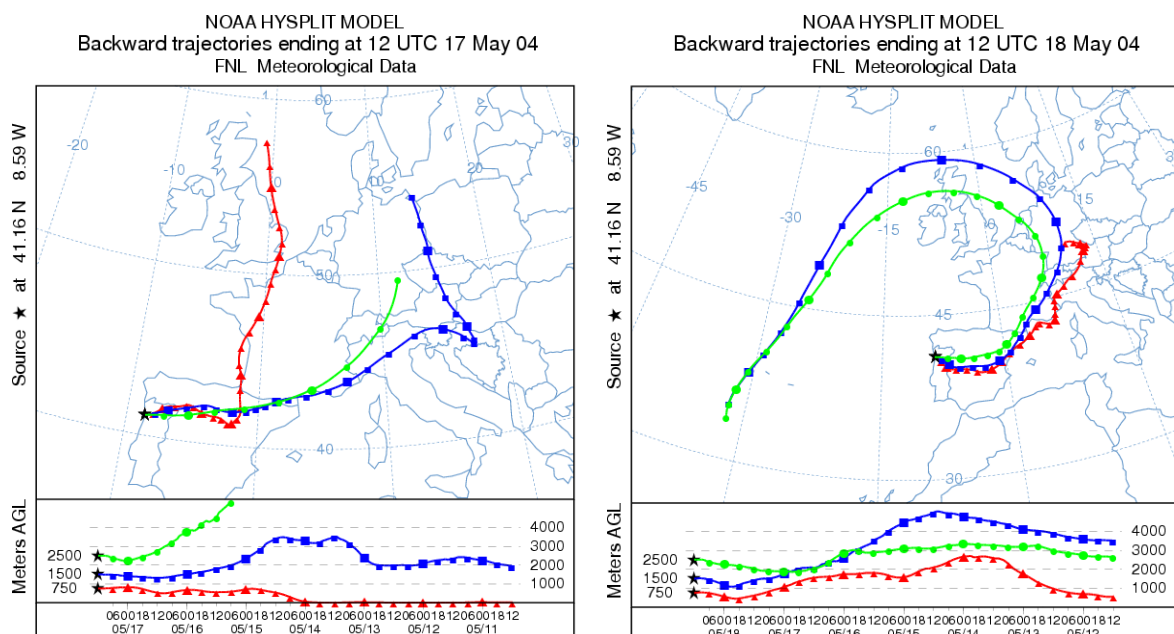


Figura 4.6: Retro-trajectórias obtidas para altitudes de 750, 1500 e 2500 m para os dias 17 e 18 de Maio de 2004 (URL 6)

Pela consulta do relatório de incêndios florestais de 2004 (DGRF, 2004) verifica-se a inexistência de incêndios de grandes dimensões no período das excedências.

Assim se conclui que a ultrapassagem do VL diário nas estações do Porto Litoral, Vale do Ave e Vale do Sousa nestes dias não é justificada por eventos naturais, sendo por isso a sua origem atribuída a factores antropogénicos.

19 Maio: Origem natural – incêndios

É analisado o índice de aerossóis obtido através do modelo DREAM para o dia 19 de Maio (figura 4.7), concluindo-se que houve transporte de poeiras com origem nos desertos africanos para Portugal Continental neste dia, não tendo sido atingida a totalidade da Região Norte.

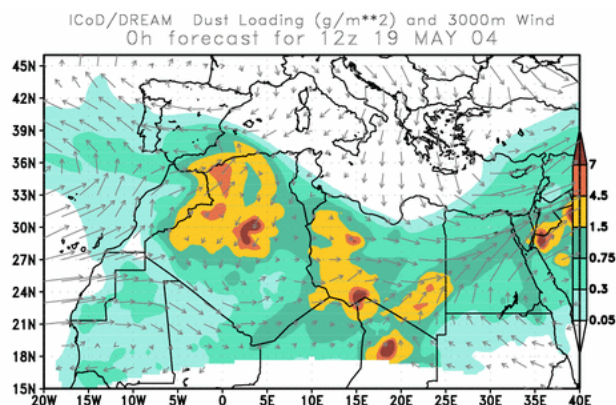


Figura 4.7: Índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 4)

É também observado o índice NASA/TOMS, cuja representação se encontra na Figura 4.8. Da mesma forma se conclui que, apesar de haver transporte de poeiras africanas sobre Portugal, não é atingida a totalidade da Região Norte.

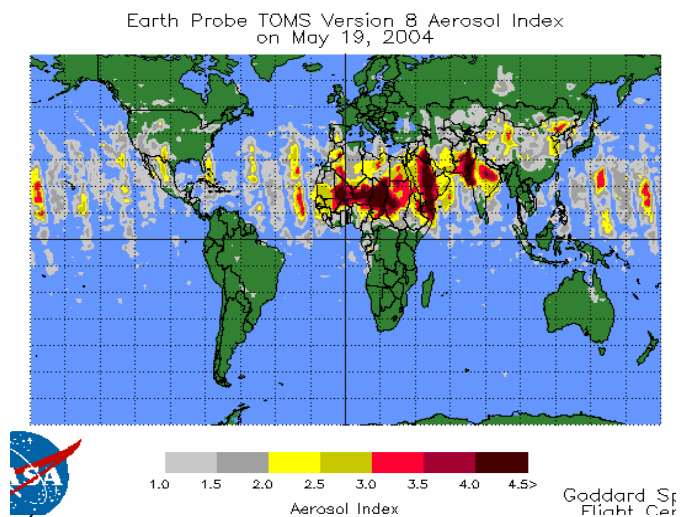


Figura 4.8: Índice de aerossóis NASA/TOMS para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 5)

No dia 19 de Maio registou-se um grande incêndio no distrito de Castelo Branco (DGRF, 2004), pelo que, através da determinação das retro-trajectórias a 250, 500 e 750 metros, se averigua a possível influência daquele nos níveis de PM_{10} registados (figura 4.9). Conclui-se, desta análise, que as massas de ar provenientes de Castelo Branco atingem a Região Norte, pelo que se considera ter havido influência do incêndio referido na ultrapassagem do VL de PM_{10} registada nesse dia.

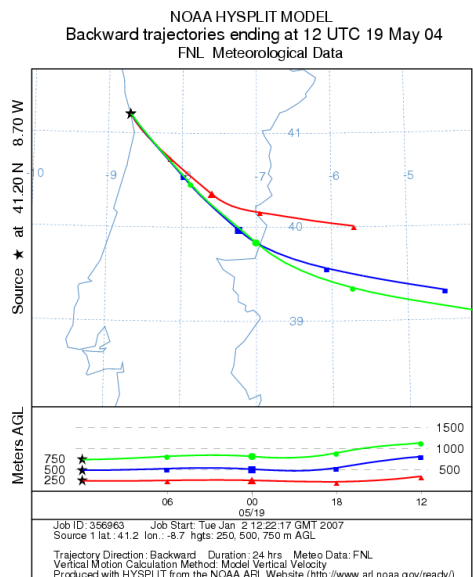


Figura 4.9: Retro-trajectórias obtidas para as altitudes de 250, 500 e 750 metros para o dia 19 de Maio de 2004 (URL 6)

21 de Maio: Origem natural – desertos

É analisado o índice de aerossóis fornecido pelo modelo DREAM para o dia 21 de Maio de 2004, que indica que houve transporte de poeiras dos desertos africanos sobre a Região Norte nesse dia (figura 4.10).

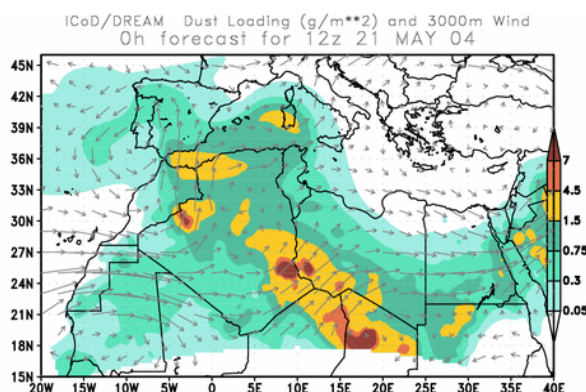


Figura 4.10: Índice de aerossóis fornecidos pelo modelo DREAM para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 4).

A mesma conclusão se retira aquando da análise do índice de aerossóis NASA/TOMS (figura 4.11).

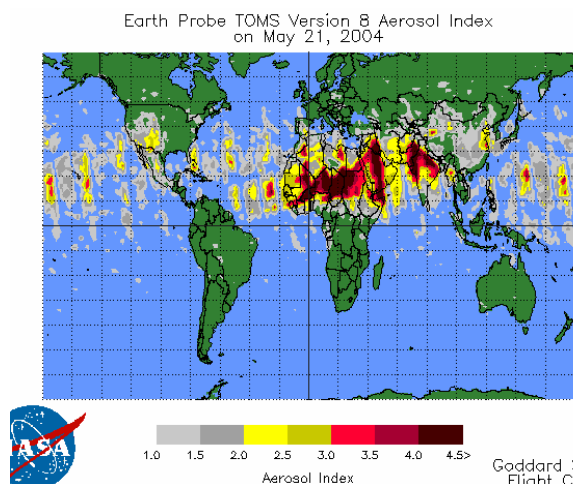


Figura 4.11: Índice de aerossóis NASA/TOMS para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 5)

Observando as retrotrajectórias calculadas para as alturas de 750, 1500 e 2500 metros, constata-se que as massas de ar provinham do Norte de África (figura 4.12), justificando-se, assim, a classificação deste episódio como natural.

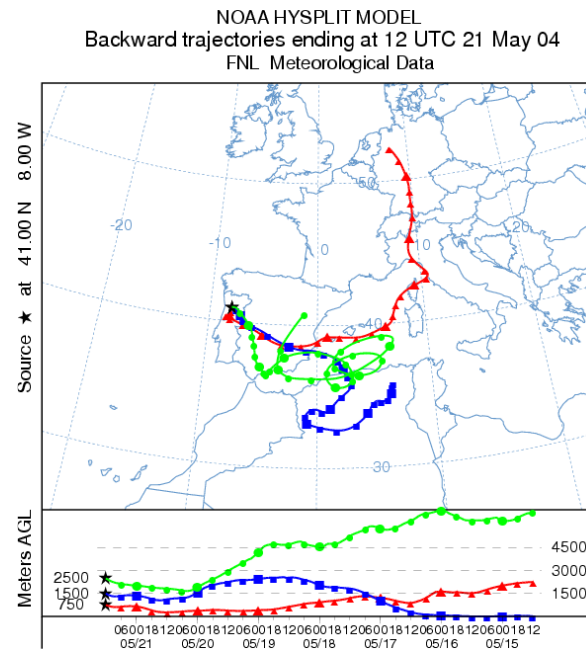


Figura 4.12: Retro-trajectórias obtidas para as altitudes de 750, 1500 e 2500 metros para o dia 21 de Maio de 2004 (URL 6)

5. Modelação atmosférica de cenários de emissões

Da avaliação da qualidade do ar da Região Norte para os anos 2004 e 2005 (Borrego *et al.*, 2005 e 2006b), identificou-se a necessidade de desenvolver planos de acção para diminuir as emissões de poluentes atmosféricos. Esses planos consistem na definição de políticas e medidas que, em colaboração com as entidades competentes (autarquias, associações de municípios, autoridades policiais, ministérios, etc.), deverão ser aplicadas nas zonas previamente identificadas como em incumprimento dos VL legais.

Existe, no entanto, um conjunto de medidas já definidas que, no âmbito de outras estratégias, influenciam a qualidade do ar e consequentemente contribuem para o cumprimento dos valores – limite estipulados. No contexto das actuais políticas destacam-se o Plano Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC), o Programa para os Tectos de Emissão Nacional (PTEN) e a Prevenção e Controlo Integrados de Poluição (PCIP). No quadro 5.1 resumem-se alguns dos instrumentos europeus e nacionais em curso que abrangem, directa ou indirectamente, as partículas e os precursores de ozono, e as datas de cumprimento dos objectivos estabelecidos.

Se a plena aplicação destas medidas não for suficiente para que as zonas e aglomerações da Região Norte em excedência passem a cumprir os limites legais, serão definidas medidas adicionais.

A modelação numérica é a ferramenta utilizada para fornecer estimativas de concentrações de poluentes em toda a Região Norte, verificando-se através da mesma, no presente estudo, se as medidas em curso (cenário base) são suficientes para garantir o cumprimento dos parâmetros legais para os poluentes PM₁₀ e O₃ nos prazos estipuladas, ou se é necessária a aplicação de medidas adicionais (cenário de redução).

Relativamente às emissões, é usado o último inventário disponível (IA, 2005), que se reporta ao ano de 2003. As fontes em área encontram-se divididas num conjunto de sectores de actividade, agrupados nas seguintes categorias: combustão residencial e comercial; combustão industrial e produção de energia; processos de produção; transportes rodoviários e outras fontes móveis; extracção e distribuição de combustíveis; uso de solventes; tratamento e deposição de resíduos; agricultura. O inventário nacional contém as emissões dos principais poluentes por concelho, pelo que foi necessário desagregá-lo primeiro por freguesia, usando como factor de desagregação a população, e depois para os domínios de simulação considerados. A grelha de emissões utilizada tem resolução de 2400x2400 metros.

Procede-se, neste capítulo, à análise dos custos de implementação das medidas adicionais definidas, recorrendo-se a estimativas com base em dados tais como preços de equipamento e de manutenção, taxas de diminuição de veículos em circulação ou externalidades do tráfego automóvel de pesquisa bibliográfica, com base em exemplos de vários países ou em médias europeias.

Quadro 5.1: Instrumentos europeus e nacionais em curso (adaptado de Boavida *et al.*, 2004)

INSTRUMENTOS DE POLÍTICA COMUNITÁRIA	INSTRUMENTOS NACIONAIS DE POLÍTICA	DATAS
Directivas Comunitárias	Instrumentos Regulamentares	
-	Portaria 286/93	Em vigor
Directiva PCIP (96/61/CE) – as instalações abrangidas devem obter, como condição essencial para a sua operação, uma licença ambiental integrada. O nível de desempenho ambiental exigido baseia-se na utilização das Melhores Técnicas Disponíveis	Decreto-Lei 194/2000 (PCIP)	2007 - inst. existentes Em vigor – novas
Directiva 98/69/CE – controlo das emissões dos veículos a motor	-	EURO III – 2000 EURO IV – 2005 EURO V – 2008
Directiva GIC (2001/80/CE) – Controlo das emissões de poluentes atmosféricos das instalações > 50 MW	Decreto-Lei 178/2003 (GIC)	2008 - inst. existentes Em vigor – novas
Directiva E-FRE (2001/77/CE) – Promoção da produção de electricidade a partir de fontes renováveis de energia	-	39% em 2010
Directivas 97/68/CE e 2001/63/CE – medidas a tomar contra a emissão de poluentes gasosos e partículas provenientes de motores de combustão interna a instalar em máquinas móveis não rodoviárias	Decreto-Lei 432/99 e Decreto-Lei 202/2002	Em vigor
Directivas 97/24/CE e 2002/51/CE – redução das emissões de veículos a motor de 2 e 3 rodas	-	-
Directiva TECTOS (2001/81/CE) – valores- - limite nacionais de emissão de determinados poluentes atmosféricos	Decreto-Lei 193/2003 de 22 de Agosto PTEN (Programa para os Tectos de Emissão Nacional)	2010
OUTROS INSTRUMENTOS	OUTROS INSTRUMENTOS DE POLÍTICA	DATAS
Acordo de Partilha de Responsabilidades (Protocolo Quioto); Programa Europeu para Alterações Climáticas (PEAC) e no seu âmbito o Comércio Europeu de Emissões de Gases com Efeito de Estufa	Programa Nacional para as Alterações Climáticas	2008 - 2012
-	Plano Nacional de Redução das Emissões das GIC	2008

5.1 Modelo numérico TAPM

A ferramenta de modelação utilizada neste estudo é o TAPM (*The Air Pollution Model*), desenvolvido pelo CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization*), a agência nacional de ciência Australiana. O TAPM é um modelo de prognóstico e dispersão atmosférica 3D, desenvolvido para PC, que possui uma interface gráfica que torna simples a sua aplicação.

Este modelo utiliza uma base de dados global, com informações de altitude do terreno, uso do solo, temperatura do mar e análises meteorológicas sinópticas. Através da integração de dois módulos principais, um meteorológico e um de poluição atmosférica, o TAPM estima os parâmetros meteorológicos importantes para a simulação da dispersão tanto à escala local como à escala regional (figura 5.1).

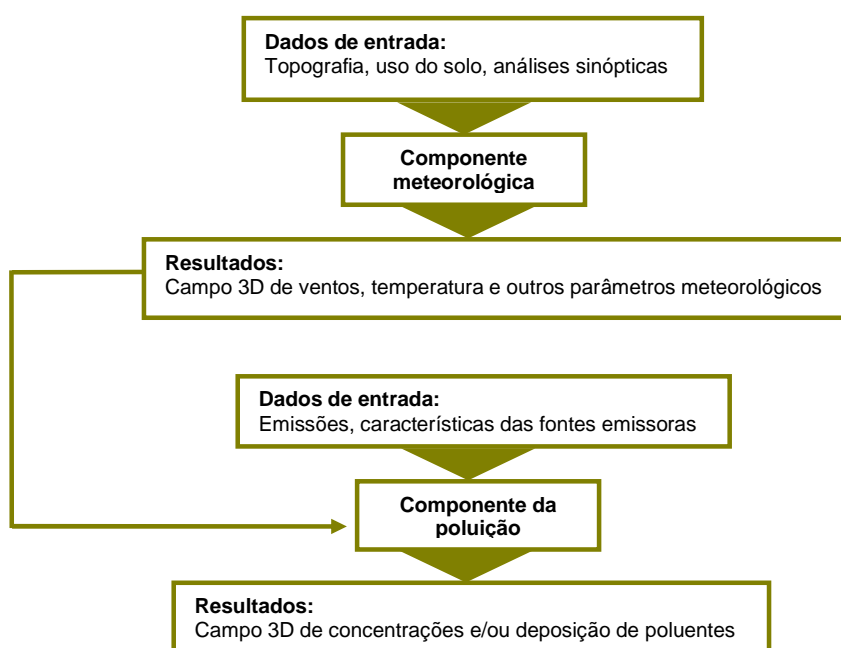


Figura 5.1: Representação esquemática do Modelo TAPM (Coutinho *et al.*, 2007)

A componente meteorológica do TAPM baseia-se na resolução da equação da conservação da quantidade de movimento de um fluido incompressível, não hidrostático. É assumida uma grelha uniforme, desprezando-se a curvatura da Terra, e as áreas suburbanas são aproximadas a condições rurais. A componente da poluição tem em consideração a deposição seca e húmida e tem a capacidade de simular os efeitos dos edifícios próximos. A componente fotoquímica é baseada num mecanismo semi-empírico denominado *Generic Reaction Set*, sendo também incluídas as reacções na fase gasosa do dióxido de enxofre e partículas. São consideradas 10 reacções para 13 espécies (Hurley, 2005).

As componentes meteorológica e de poluição do TAPM foram validadas em trabalhos anteriores, podendo o modelo ser considerado uma ferramenta bastante importante no domínio da gestão da qualidade do ar (Ribeiro, 2005).

5.1.1 Domínios de simulação

A simulação numérica com o TAPM é inicializada com dados de análises sinópticas europeias de 2004 fornecidos pelo CSIRO e aplicado, usando a técnica de *nesting*, a três domínios, cobrindo a Península Ibérica (D1), as Regiões Norte e Centro (D2) e a Região Norte (D3), com resoluções espaciais de 43,2; 14,4 e 4,8 km, respectivamente. Em termos verticais, o modelo usa um domínio de 8 km, distribuído por 25 níveis de espaçamento desigual, mais apertado junto ao solo. O último domínio (D3) corresponde ao domínio de simulação da qualidade do ar, com dimensões de 120x120 km² (figura 5.2).

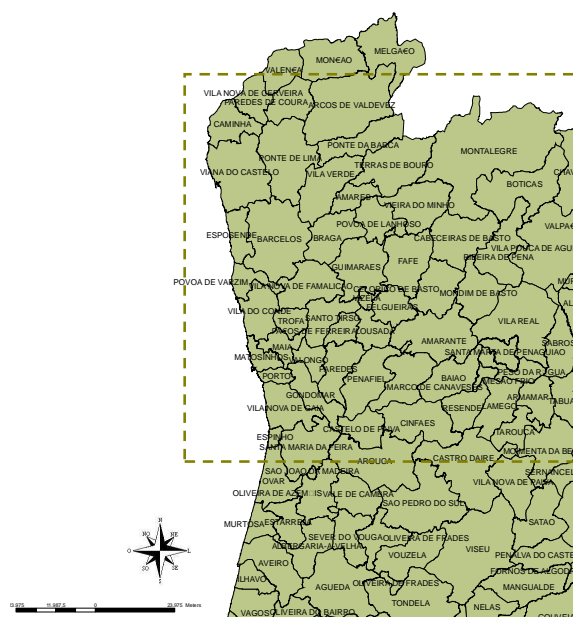


Figura 5.2: Representação do domínio D3 de simulação do modelo TAPM

O domínio mais pequeno é escolhido de forma a incluir o maior número de fontes emissoras com influência na qualidade do ar da Região Norte, nomeadamente grandes fontes industriais e em linha. As dimensões deste domínio permitem ainda simular as circulações de mesoscala existentes e dominantes na zona costeira da Região Norte, em particular a brisa marítima responsável em parte pelo transporte de poluentes, possibilitando assim um conhecimento mais aprofundado da origem dos episódios de poluição nesta região.

5.2 Modelação meteorológica e análise de sensibilidade

A simulação da componente meteorológica para o ano de 2004 é aplicada aos três domínios definidos. A validação meteorológica é realizada, para o D3, por comparação com dados da Organização Meteorológica Mundial (URL 7), adquiridos para as estações de medição de Porto/Pedras Rubras, Viana do Castelo e Vila Real. No quadro 5.2 apresentam-se as características destas estações.

Quadro 5.2: Estações meteorológicas da Organização Meteorológica Mundial usadas na validação do TAPM (URL 7)

Estação	Latitude decimal	Longitude decimal	Altitude (m)
Porto/Pedras Rubras	41.223	-8.683	77
Viana do Castelo	41.700	-8.800	18
Vila Real	41.267	-7.717	562

Para a validação da simulação meteorológica do TAPM são utilizados indicadores de qualidade, o que permite aferir a capacidade do modelo de simular os fenómenos reais, ajudando a compreender as suas limitações e fornecendo um suporte para a intercomparação de modelos, devendo, neste caso, ser identificado e aplicado um conjunto de parâmetros adequado (Ferreira, 2007).

As equações 5.1 a 5.5 descrevem os parâmetros utilizados na validação da componente meteorológica do TAPM, de acordo com Ribeiro (2003) e Ferreira (2007).

$$\text{Índice de Concordância} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|S_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad \text{Equação 5.1}$$

$$\text{SKILLR} = \frac{\text{RMSE}}{\sigma_o}, \text{ onde } \text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (S_i - O_i)^2} \quad \text{Equação 5.2}$$

$$\text{SKILLE} = \frac{\text{RMSE}_U}{\sigma_o}, \text{ onde } \text{RMSE}_U = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [(S_i - \bar{S}) - (O_i - \bar{O})]^2} \quad \text{Equação 5.3}$$

$$\text{BIAS} = \frac{\sum_{i=1}^N (S_i - O_i)}{N} \quad \text{Equação 5.4}$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S})}{\sigma_o \sigma_s (N - 1)} \quad \text{Equação 5.5}$$

Onde:

S_i = Valores simulados

O_i = Valores observados

\bar{O} = média dos valores observados

\bar{S} = média dos valores simulados

N = Número de dados do intervalo

$SKILL_R$ e $SKILL_E$ = Índices de capacidade/habilidade

$RMSE$ = Erro quadrático médio sistemático

$RMSE_u$ = Erro quadrático médio após remoção de um determinado desvio

$BIAS$ = Erro sistemático

r = Coeficiente de correlação

σ_O = Desvio padrão dos valores observados

σ_S = Desvio padrão dos valores simulados

A equação 5.1 define o índice de Concordância (IOA, do inglês *Index of Agreement*), que avalia a discrepância entre as estimativas feitas pelo modelo e as medições. Se o IOA for superior a 0,5 considera-se que o modelo tem um bom comportamento, sendo o índice 1 o ajuste perfeito (Calado e Sá, 2007). Os índices de capacidade/habilidade (equações 5.2 e 5.3) devem ser inferiores a 1, isto é, os erros quadráticos médios devem ser inferiores ao desvio padrão dos valores observados. O erro sistemático ou BIAS (equação 5.4) permite aferir se o modelo subestima ou sobrestima os valores observados, se se apresentar negativo ou positivo, respectivamente. A equação 5.5 apresenta o coeficiente de correlação, que permite avaliar se a variação temporal dos dados simulados é semelhante à observada. O valor ideal para este parâmetro é 1.

No quadro 5.3 apresentam-se os indicadores de qualidade calculados para os parâmetros temperatura, componentes u e v e velocidade do vento, para cada uma das estações meteorológicas. O BIAS não foi determinado para as componentes u e v do vento dado que este cálculo não deve ser realizado para parâmetros que assumam valores negativos.

Quadro 5.3: Indicadores de qualidade da simulação meteorológica do TAPM

Estação	Parâmetro	IOA	$SKILL_R$	$SKILL_E$	BIAS	r
Viana do Castelo	Temperatura	0.90	0.67	0.62	-1.57	0.90
	Vento: u	0.64	0.97	0.91	-	0.62
	Vento: v	0.73	0.74	0.67	-	0.74
	Vento: velocidade	0.62	1.08	0.87	1.09	0.52
Porto/Pedras Rubras	Temperatura	0.93	0.58	0.58	0.09	0.91
	Vento: u	0.80	0.81	0.77	-	0.75
	Vento: v	0.89	0.59	0.59	-	0.83
	Vento: velocidade	0.72	0.89	0.87	0.61	0.58
Vila Real	Temperatura	0.89	0.69	0.55	-3.12	0.94
	Vento: u	0.66	1.51	1.39	-	0.71
	Vento: v	0.65	1.18	1.07	-	0.55
	Vento: velocidade	0.50	1.84	1.19	2.01	0.44

Nas figuras 5.3 e 5.4 apresenta-se a variação temporal dos parâmetros temperatura e velocidade do vento (observados e simulados) nas estações meteorológicas de Pedras Rubras, Viana do Castelo e Vila Real.

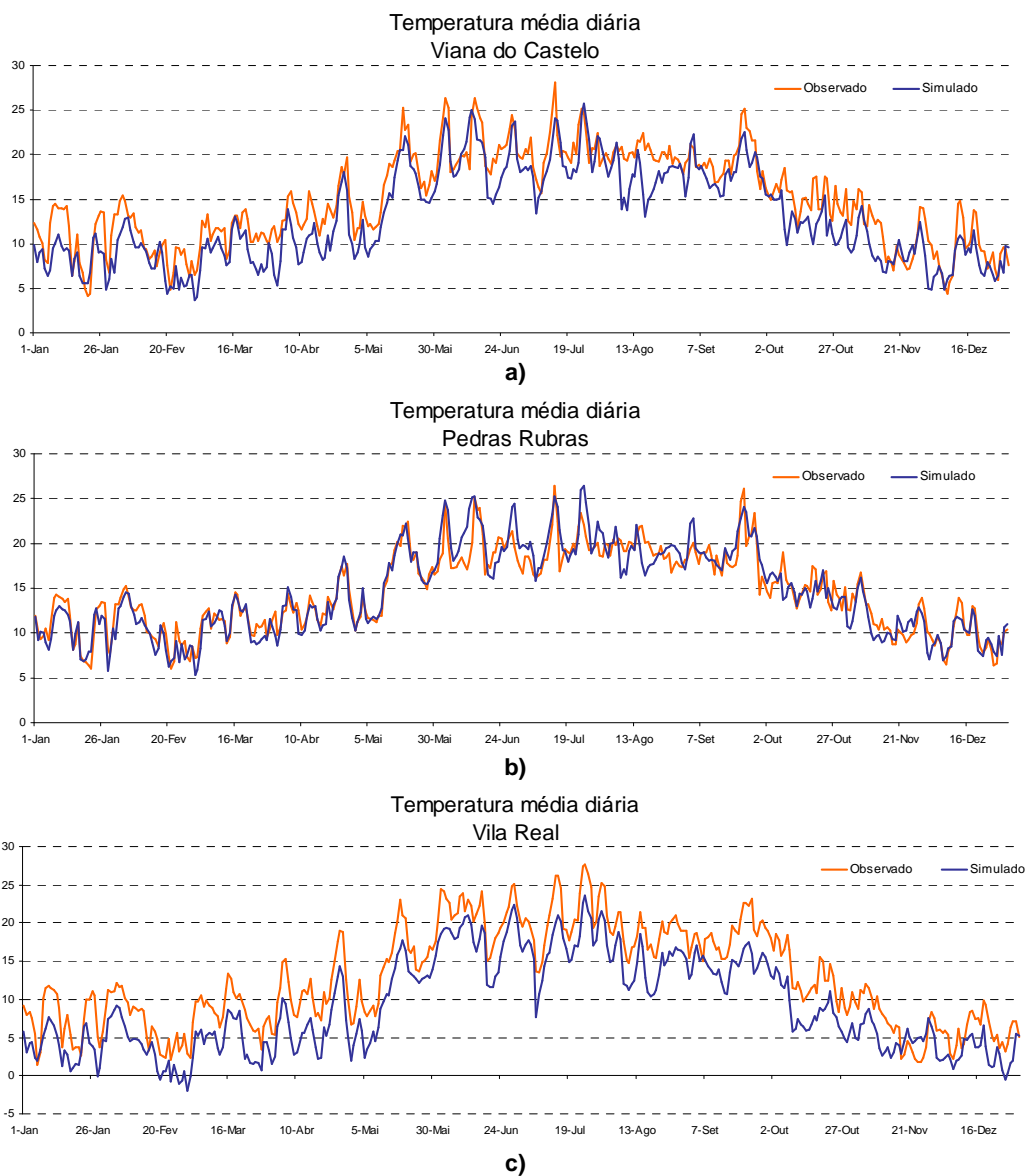


Figura 5.3: Comparação da temperatura média diária observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Viana do Castelo (5.3a) Pedras Rubras (5.3b) e Vila Real (5.3c)

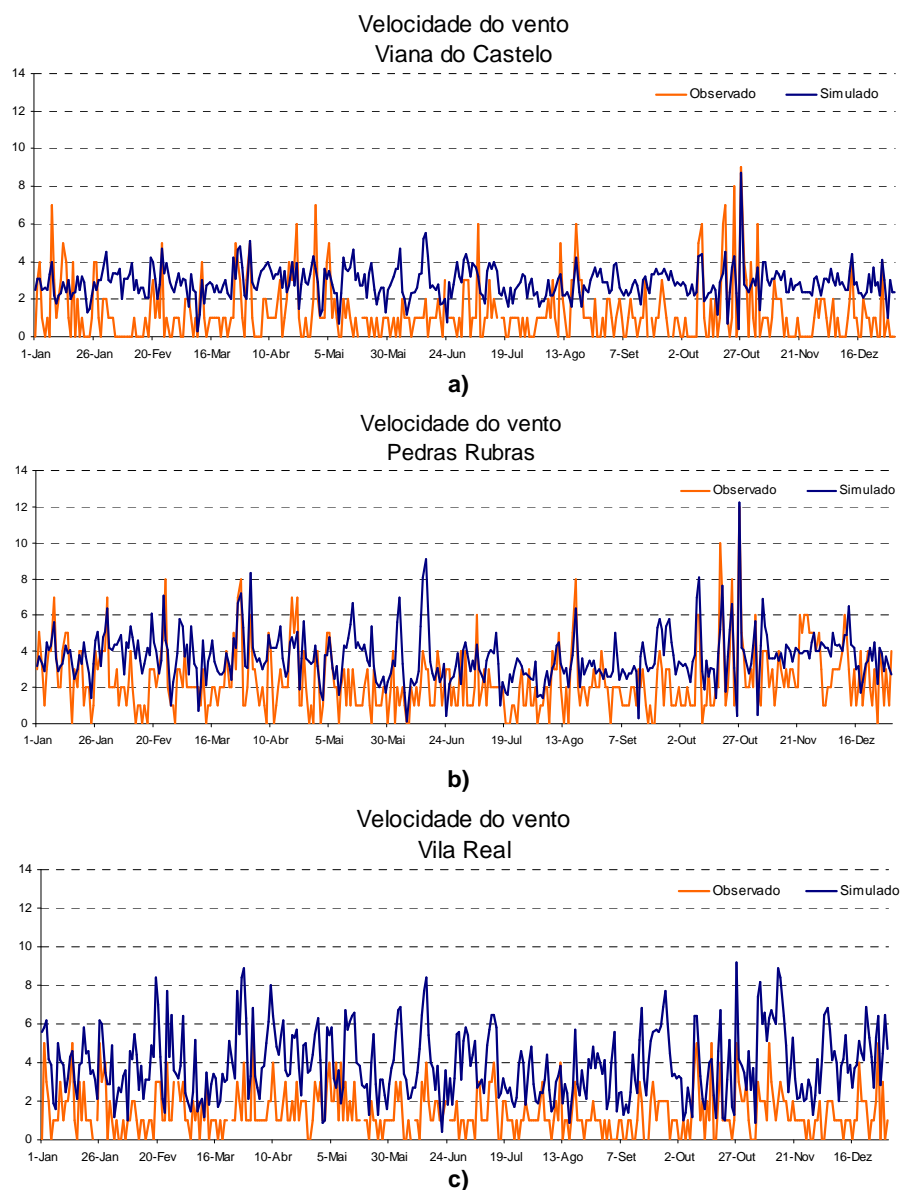


Figura 5.4: Comparação da velocidade do vento observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Viana do Castelo (5.4a), Pedras Rubras (5.4b) e Vila Real (5.4c)

Na figura 5.5 apresentam-se as rosas-dos-ventos determinadas para as três estações, relativas às observações e às simulações do TAPM.

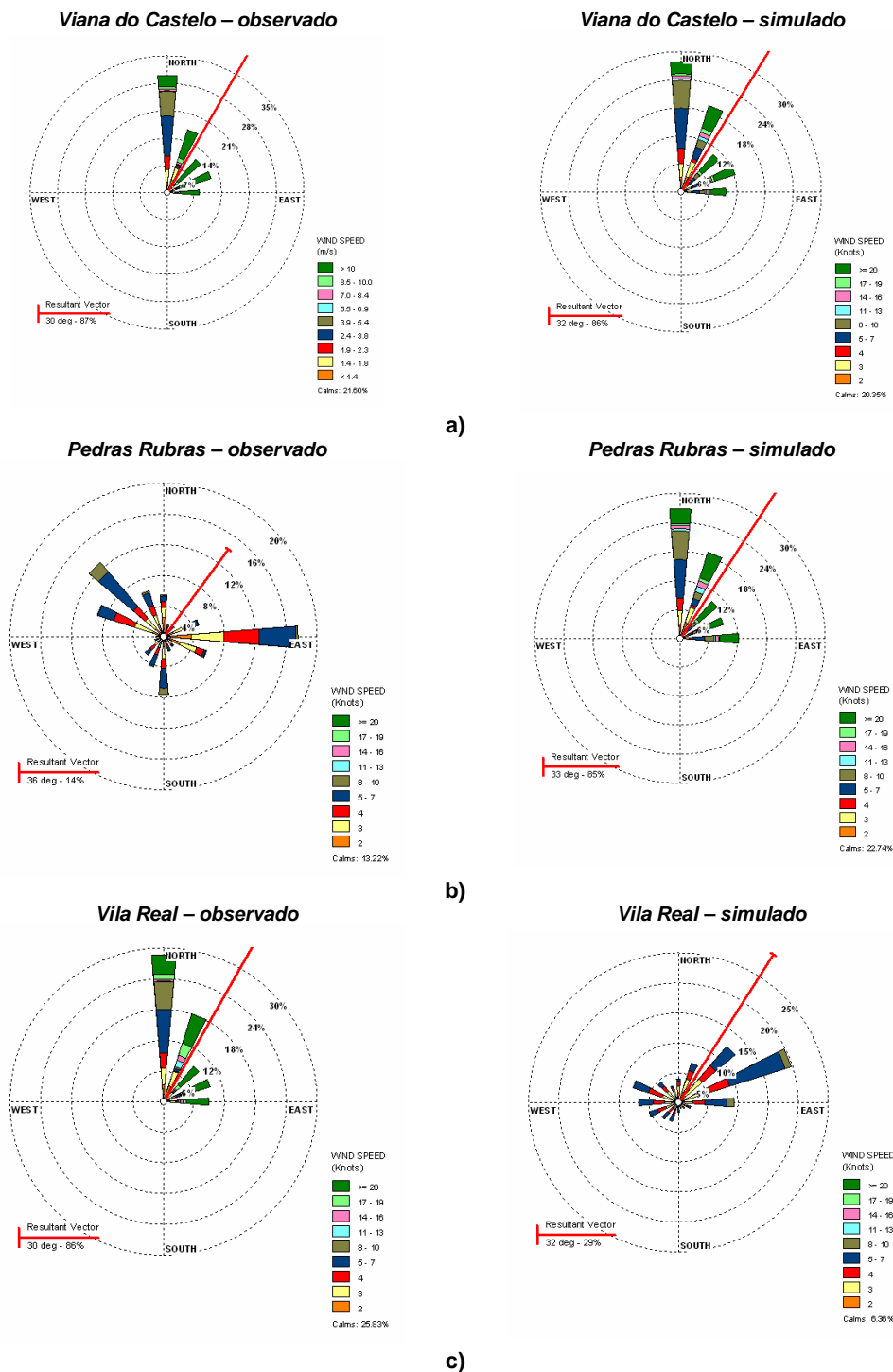


Figura 5.5: Rosas-dos-ventos determinadas a partir dos dados observados e simulados com o TAPM nas estações de Viana do Castelo (5.5a), Pedras Rubras (5.5b) e Vila Real (5.5c)

Relativamente à temperatura, e analisando a figura 5.3, observa-se que a tendência do modelo para se aproximar dos valores observados é maior no caso da estação de Pedras Rubras e menor para a estação de Vila Real, o que se coaduna com os BIAS obtidos para estas estações: o menor (0,09, tendência muito pequena para sobrestimativa) regista-se na estação de Pedras Rubras e o maior (-3,12, tendência para subestimativa) na estação de Vila Real. No entanto, o coeficiente de correlação é maior na estação de Vila Real (0,94). Estes resultados demonstram que, no caso desta estação, o modelo segue muito satisfatoriamente as tendências da temperatura observada, apesar de não simular tão aproximadamente a grandeza dos valores registados.

O índice de concordância mais elevado é obtido na estação de Pedras Rubras. Os índices de capacidade/habilidade são inferiores a 1 para o parâmetro temperatura, o que significa que os erros quadráticos médios são inferiores ao desvio padrão da amostra observada. O valor do $SKILL_E$ é inferior ao do $SKILL_R$ (com excepção da estação de Pedras Rubras), o que significa que talvez as condições iniciais e/ou fronteira do modelo apresentem algumas incorrecções (Calado e Sá, 2007).

Pode afirmar-se que o parâmetro temperatura é, no geral, bem simulado pelo TAPM.

No que respeita às componentes u e v do vento, existem, nos dados observados, bastantes falhas no respeitante à direcção e velocidade do vento, pelo que não é possível o cálculo das componentes para uma parcela significativa do ano. Os índices de correlação obtidos são satisfatórios, embora menores dos que aqueles determinados para a temperatura. Os índices de capacidade/habilidade são superiores a 1 para os dois parâmetros na estação de Vila Real, mesmo após descontados eventuais desvios, o que significa que o erro quadrático médio é superior ao desvio padrão das componentes observadas.

Da análise da figura 5.4 depreende-se a tendência do modelo para sobrestimar a velocidade do vento, facto comprovado pela análise dos BIAS para este parâmetro (são positivos para as três estações). O coeficiente de correlação é baixo para a velocidade do vento, principalmente na estação de Vila Real. Nesta também o IOA é o mais baixo, sendo em Pedras Rubras que se obtém o IOA e o r mais elevados, o que se pode confirmar visualmente na figura 5.4b.

Relativamente à direcção do vento, são analisadas as rosas-dos-ventos para cada uma das estações, e conclui-se que a maior semelhança entre as direcções observadas e as simuladas se verifica na estação de Viana do Castelo. Em todas as estações, a direcção predominante do vento é a de Nordeste, tanto nos valores observados como nos simulados, apesar de, para a estação de Vila Real, o TAPM ter simulado direcções do vento não verificadas na realidade (de Noroeste e Sudoeste). Note-se que haviam bastantes falhas nos dados obtidos junto da Organização Meteorológica Mundial.

5.3 Modelação da qualidade do ar e análise de sensibilidade

5.3.1 Determinação de parâmetros estatísticos

A simulação da qualidade do ar para o ano de 2004 é aplicada aos três domínios definidos. Como dados de entrada são fornecidos ao modelo diferentes ficheiros de emissões:

- Emissões em área dos sectores doméstico, industrial, serviços e agrícola, afectadas de um perfil de variação, inseridas no modelo como uma grelha (ficheiro do tipo *.gse)
- Emissões em área do tráfego automóvel, afectadas de um perfil horário de variação, inseridas no modelo como uma grelha (ficheiro do tipo *.vpx)

- Emissões biogénicas em área inseridas no modelo como uma grelha (ficheiro do tipo *.bse)
- Emissões em linha (ficheiro do tipo *.lse)
- Emissões de grandes fontes pontuais (ficheiro do tipo *.pse)
- Concentrações de fundo (ficheiro do tipo *.cbg)

A validação desta componente é realizada, para o D3 e para as PM_{10} , por comparação com os dados das estações de monitorização de Antas, Paredes, Guimarães (estações urbanas de tráfego localizadas nas 3 aglomerações em incumprimento quanto aos níveis de PM_{10}), Vila do Conde (estação suburbana de tráfego localizada na aglomeração Porto Litoral), Vila Nova da Telha, Horto e Calendário (estações suburbanas de fundo localizadas nas aglomerações Porto Litoral, Braga e Vale do Ave, respectivamente) e Lamas d'Olo (estação rural de fundo na Zona Norte Interior). Encontra-se representada na figura 5.6 a localização das referidas estações, verificando-se que estas se encontram distribuídas homogeneamente pelo domínio de simulação.



Figura 5.6: Localização das estações de monitorização utilizadas na validação da componente de qualidade do ar do TAPM para as PM_{10} (domínio D3 representado a tracejado)

Para a validação da componente da poluição referente ao ozono são utilizadas as estações de Antas, Vila Nova da Telha, Vila do Conde, Horto, Lamas d'Olo, Calendário (estação suburbana de fundo) e Centro de Lacticínios (estação urbana de fundo) e, por se considerar que estas representam espacial e qualitativamente o domínio em análise no que se refere a este poluente. Representa-se na figura 5.7 a localização destas estações.



Figura 5.7: Localização das estações de monitorização utilizadas na validação da componente de qualidade do ar do TAPM para o O_3 (domínio D3 representado a tracejado)

De acordo com recomendações do programa Air4EU (2006), quando o objectivo de uma modelação é servir de suporte a decisões políticas, é essencial a determinação das incertezas do modelo, nomeadamente o BIAS fraccionado, o coeficiente de correlação e o desvio padrão normalizado. Assim, serão calculados estes parâmetros, para além daqueles já utilizados na validação da meteorologia (coeficiente de correlação, índice de concordância, erro sistemático e índices de capacidade/habilidade). As equações 5.6 e 5.7 apresentam as fórmulas de cálculo do BIAS fraccionado e do desvio padrão normalizado.

$$\text{Desvio padrão normalizado} = \frac{\sigma_s}{\sigma_o} \quad \text{Equação 5.6}$$

$$\text{BIAS fraccionado} = \frac{\bar{S} - \bar{O}}{0,5(\bar{O} + \bar{S})} \quad \text{Equação 5.7}$$

Onde:

\bar{O} = média dos valores observados

\bar{S} = média dos valores simulados

σ_o = Desvio padrão dos valores observados

σ_s = Desvio padrão dos valores simulados

Os valores ideais para o BIAS fraccionado e o desvio padrão normalizado são 0 e 1, respectivamente.

Apresentam-se no quadro 5.4 os resultados da análise estatística da modelação da qualidade do ar realizada com o TAPM relativa às partículas em suspensão.

Quadro 5.4: Indicadores de qualidade da simulação de poluição do TAPM, relativamente às PM₁₀

Estação	r	IOA	BIAS	SKILL _R	SKILL _E	BIAS fracc.	DPN
V. Conde	0.13	0.42	-32.46	1.75	0.99	-0.89	4.79
Antas	0.28	0.47	-18.74	1.32	0.96	-0.60	3.52
V. N. Telha	0.27	0.45	-13.00	1.16	0.96	-0.44	3.82
Paredes	0.11	0.44	-22.54	1.36	1.00	-0.70	4.55
Guimarães	0.26	0.45	-26.49	1.55	0.97	-0.78	4.07
Horto	0.38	0.47	-11.45	1.12	0.93	-0.41	3.55
Lamas	0.44	0.51	3.54	0.94	0.90	0.20	2.56
Calendário	0.47	0.44	-11.20	1.12	0.86	-0.42	3.24

Analisando os resultados do quadro 5.4 denota-se uma tendência geral do modelo para subestimar os concentrações ambiente de PM₁₀, dado que os parâmetros BIAS e BIAS fraccionado se apresentam negativos, com excepção da estação de Lamas d'Olo. É também nesta estação que o índice de concordância (IOA) é maior, indicando uma melhor proximidade das concentrações modeladas com as observadas, comparativamente com as outras estações. Este facto justifica-se com as concentrações normalmente baixas medidas nesta estação, de classificação rural de fundo.

É nas estações de fundo de Lamas d'Olo (rural), Horto e Calendário (suburbanas) que o coeficiente de correlação (r) é mais elevado, o que indica que é nestes locais que o modelo descreve melhor as variações temporais das concentrações. Este facto encontra explicação na localização destas estações, que conduz a menores variações temporais naturais nas concentrações de PM_{10} , permitindo ao modelo, cuja tendência se revela ser de subestimativa do comportamento qualitativo e quantitativo das partículas, um melhor acompanhamento das mesmas.

No caso de estações de tráfego, como Antas, Paredes e Guimarães, sujeitas a variações bruscas e mais pronunciadas nas concentrações de PM_{10} , os índices de correlação são menores. A estação de Vila do Conde apresenta parâmetros estatísticos pouco favoráveis dado que se julga haver interferência das emissões de uma churrasqueira localizada perto da estação, que limita a sua representatividade.

A estação de Vila Nova da Telha, apesar de classificada como suburbana de fundo, apresenta um coeficiente de correlação mais baixo do que as restantes estações do mesmo tipo, o que indicia mais uma vez a particularidade do seu comportamento.

Representam-se na figura 5.8 os gráficos de comparação entre as médias diárias de PM_{10} observadas e simuladas para as estações de Lamas d'Olo, Horto e Paredes, denotando-se a tendência do modelo para sobrestimar ligeiramente as concentrações medidas em Lamas d'Olo (excepto nos períodos de pico) e subestimar significativamente as concentrações nas restantes estações.

Dado que a simulação foi realizada numa base anual, procede-se a uma análise dos coeficientes de correlação em cada mês do ano nas estações sujeitas a validação. Desta forma, pretende-se determinar quais os meses do ano em que o TAPM apresentou melhor e pior performance, justificando, desta forma, os valores de correlação anuais obtidos. Assim, apresenta-se, no quadro 5.5 o coeficiente r determinado para cada um dos meses do ano nas estações em análise, destacando-se a negrito os valores deste parâmetro superiores a 0,50.

Da análise do quadro 5.5 verifica-se que é nos meses de Verão que se obtêm as correlações mais elevadas entre os dados simulados e os observados, especialmente nas estações de fundo do Horto, Lamas d'Olo e Calendário. As estações de tráfego de Paredes e Guimarães apresentam também bons resultados nesta altura do ano. A análise da figura 5.8 permite a validação destas conclusões.

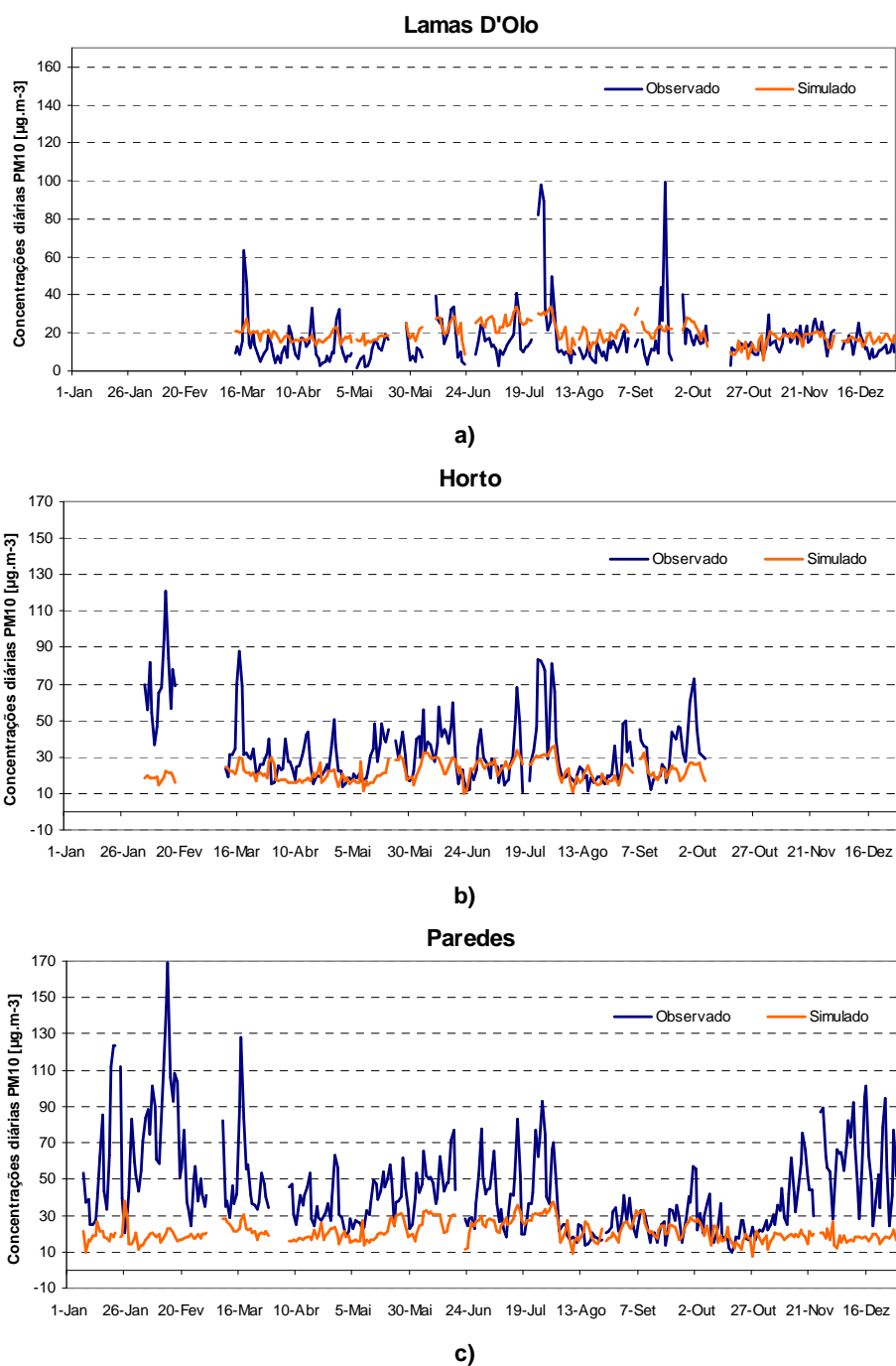


Figura 5.8: Comparação da média diária de PM_{10} observada e simulada com o TAPM para o D3 nas estações de Lamas d'Olo (5.8a), Horto (5.8b) e Paredes (5.8c)

Quadro 5.5: Coeficientes de correlação determinados para cada um dos meses do ano nas estações usadas na análise de sensibilidade da simulação de PM₁₀ com o TAPM

Mês	V. Conde	Antas	V. N. Telha	Paredes	Guimarães	Horto	Lamas d'Olo	Calendário
Janeiro	-0.10	0.18	0.10	-0.17	-	-	-	-
Fevereiro	0.40	0.60	0.68	0.41	-	0.42	-	-
Março	0.43	0.39	0.54	0.53	-	0.50	0.70	0.37
Abril	0.53	0.24	0.37	0.06	0.41	-0.06	0.29	0.13
Maiο	0.14	-0.33	0.34	0.44	0.06	0.50	0.66	0.51
Junho	0.47	0.36	0.37	0.56	0.41	0.58	0.73	0.57
Julho	-0.06	0.59	0.56	0.61	0.72	0.76	0.50	0.69
Agosto	-0.44	0.44	0.36	0.64	0.77	0.70	0.63	0.75
Setembro	-0.25	0.08	0.11	0.41	0.55	0.53	0.00	0.51
Outubro	0.52	0.57	0.51	0.43	0.22	0.54	0.58	0.64
Novembro	0.35	0.51	0.47	0.39	0.25	-	0.50	0.33
Dezembro	-0.10	-0.36	-0.24	-0.19	-0.23	-	-0.22	-0.09

Relativamente ao ozono, apresentam-se no quadro 5.6 os parâmetros estatísticos determinados.

Quadro 5.6: Indicadores de qualidade da simulação de poluição do TAPM, relativamente ao O₃

Estação	r	IOA	BIAS	SKILL _R	SKILL _E	BIAS fracc.	DPN
V. Conde	0.24	0.33	63.19	3.34	1.95	0.92	1.94
Antas	0.23	0.30	70.24	3.84	2.14	1.07	2.14
V. N. Telha	0.14	0.32	61.67	3.29	2.04	0.88	1.93
C. Lacticínios	0.17	0.41	50.50	2.26	1.59	0.67	1.42
Calendário	0.21	0.41	54.02	2.33	1.57	0.68	1.44
Horto	0.23	0.42	58.92	2.23	1.44	0.78	1.29
Lamas	0.27	0.52	-1.15	1.92	1.92	-0.01	1.93

Tal como verificado para as partículas, é na estação de Lamas d'Olo que o comportamento do modelo se assemelha mais à realidade, sendo o BIAS fraccionado muito próximo de 0 (a média anual modelada foi quase idêntica à observada), apresentando, no entanto, um r e um IOA baixos. A tendência geral do modelo é a de sobrestimava das concentrações de ozono, excepto no caso de Lamas d'Olo.

Apresenta-se na figura 5.9 a comparação entre as médias de 8 horas de ozono medidas em 2004 e estimadas com o modelo para as estações de Lamas d'Olo, Antas e Calendário.

Observa-se uma proximidade maior do modelo em relação aos valores observados no caso da estação de Lamas d'Olo, tal como evidenciado pelos parâmetros estatísticos.

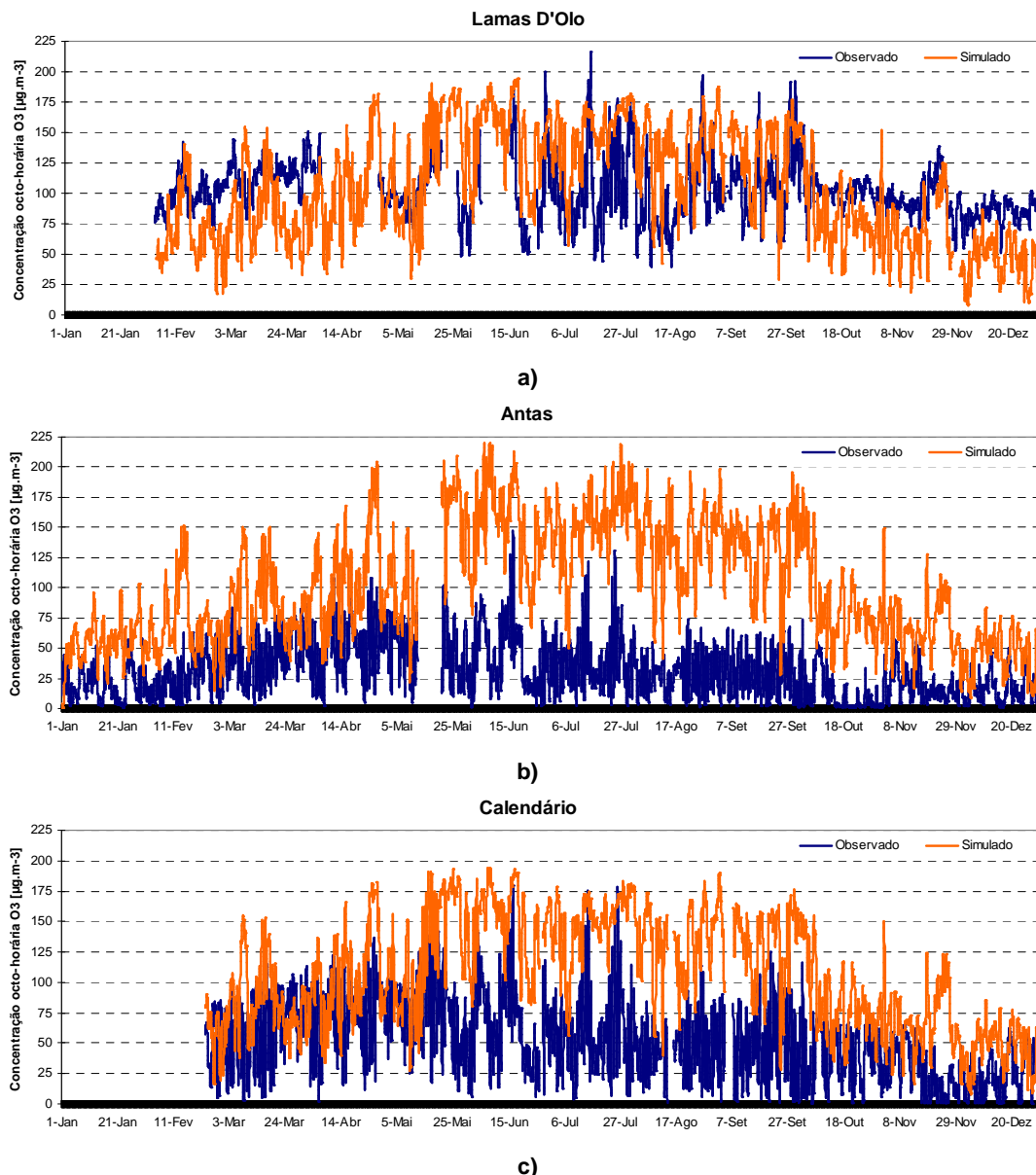


Figura 5.9: Comparação das médias octo-horárias de O_3 observadas e simuladas com o TAPM para o D3 nas estações de Lamas d'Olo (5.9a), Antas (5.9b) e Calendário (5.9c)

De forma semelhante às PM_{10} , é determinado o coeficiente de correlação em cada um dos meses do ano, para as estações em análise, verificando-se que é nos meses de Junho e Julho que este se apresenta maior, embora relativamente baixo.

De forma a ultrapassar as dificuldades na simulação das condições observadas com o TAPM, é conduzida uma série de corridas, com diferentes características nos dados de entrada.

Assim, começa por se fazer uma corrida anual do modelo com as emissões multiplicadas por um factor de 2, de forma a avaliar a capacidade de resposta do TAPM a variações nos dados de entrada.

Verifica-se que a resposta do modelo se faz sentir essencialmente ao nível das concentrações máximas de partículas, e não ao nível das médias diárias.

Procede-se também a uma corrida com concentrações de fundo mais baixas, dado que o TAPM parece ser sensível a este parâmetro, objectivando-se determinar se o *background* poderá “mascarar” as concentrações que se pretendem simular. Conclui-se que a simulação com concentrações de fundo mais baixas faz diminuir as concentrações ambiente estimadas, não havendo qualquer benefício nos coeficientes de correlação obtidos.

Finalmente, realiza-se uma simulação sem fornecer ao modelo quaisquer ficheiros de emissões, provindo-o apenas de concentrações *background*. Estabelecendo uma comparação com uma simulação efectuada fornecendo emissões como dados de entrada, observou-se que a diferença, em termos de concentrações ambiente de poluentes atmosféricos modelados, é significativamente pequena (máximo de 40%).

5.3.2 Comparação com outros modelos de qualidade do ar

No âmbito de trabalhos anteriores, foram aplicados à Região Norte outros modelos para simular o ano de 2004, nomeadamente os sistemas MM₅/Chimere (Monteiro, 2007) e MM₅/CAMx (Ferreira, 2007). Ambos os modelos foram aplicados utilizando o mesmo inventário de emissões no qual se baseia o presente trabalho para a simulação com o TAPM.

Na figura 5.10 estabelece-se uma comparação entre as médias diárias de PM₁₀ simuladas com os três modelos e os valores observados no período de Verão (no caso, entre 31 de Maio e 2 de Setembro de 2004), e na figura 5.11 aplica-se esta comparação para as médias de 8 horas de ozono.

Da análise da figura 5.10a e 5.10c observa-se que o TAPM simula campos de concentrações de partículas geralmente mais baixos do que os restantes modelos, não acompanhando, em termos de magnitude, os dias de pico. Nota-se, no entanto, um acompanhamento das variações temporais, o que se comprova pelos índices de correlação obtidos para as estações de Antas e Vila Nova da Telha nesta altura do ano (quadro 5.5).

Quanto à estação de Calendário (figura 5.10b), o TAPM apresenta um comportamento satisfatório no período em análise, simulando concentrações de partículas melhor correlacionadas com os valores observados do que os modelos Chimere e CAMx.

Observando a figura 5.11, depreende-se que o comportamento do modelo TAPM em relação ao ozono é menos aproximado da realidade do que o dos modelos Chimere e CAMx, notando-se a sua tendência para sobrestimar significativamente os valores deste poluente.

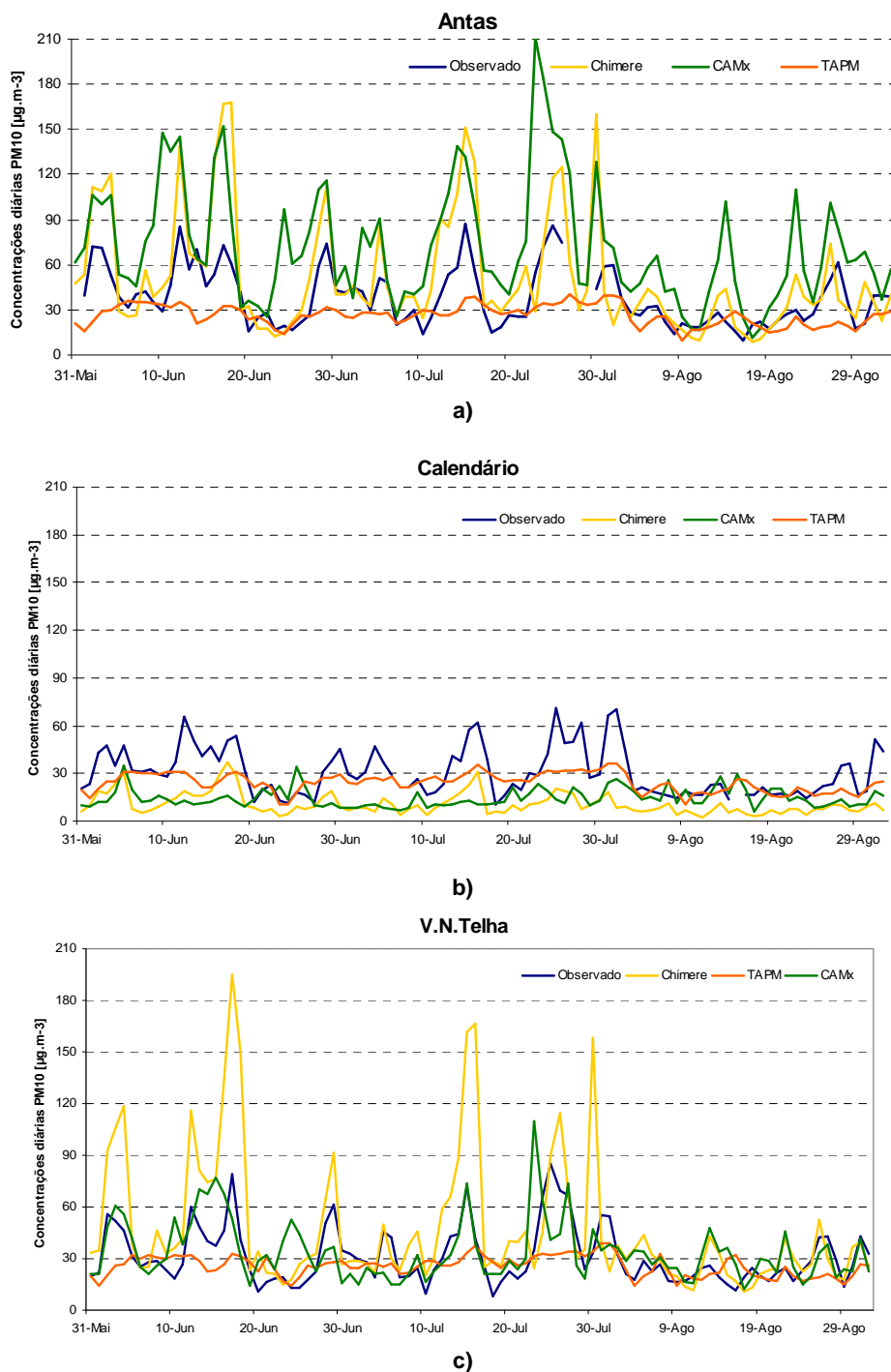


Figura 5.10: Comparação das médias diárias de PM₁₀ observadas e simuladas com o TAPM, Chimere e CAMx nas estações de Antas (5.10a), Calendário (5.10b) e Vila Nova da Telha (5.10c)

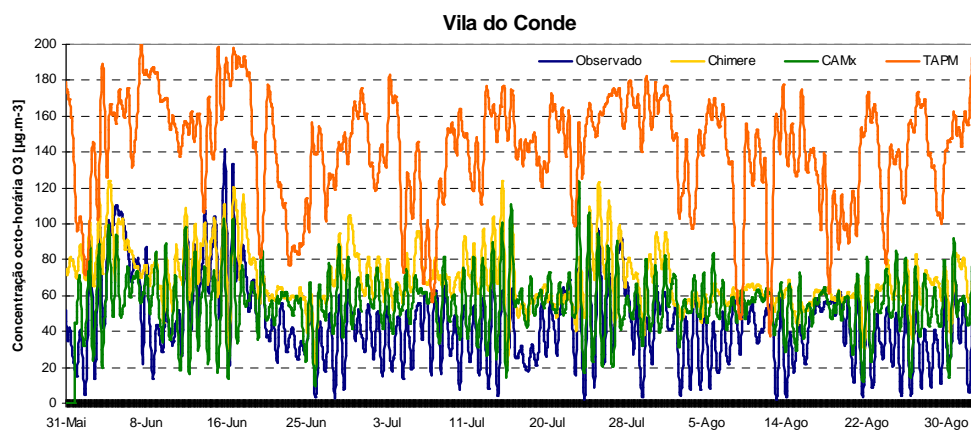
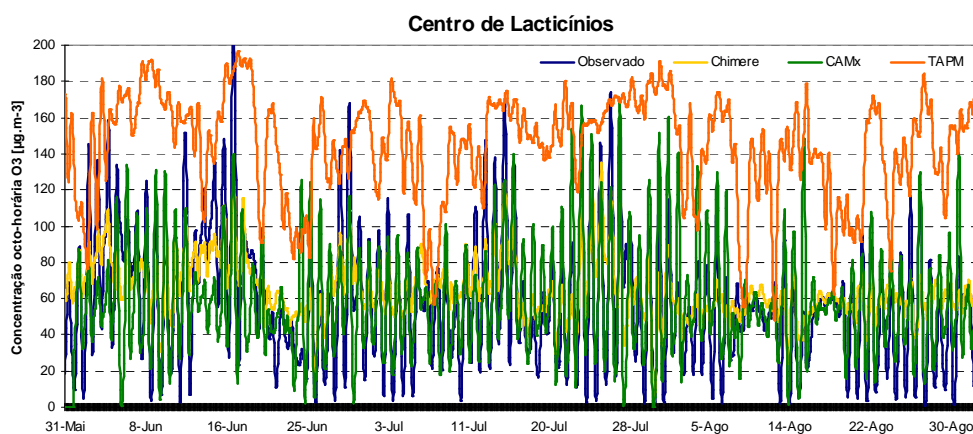
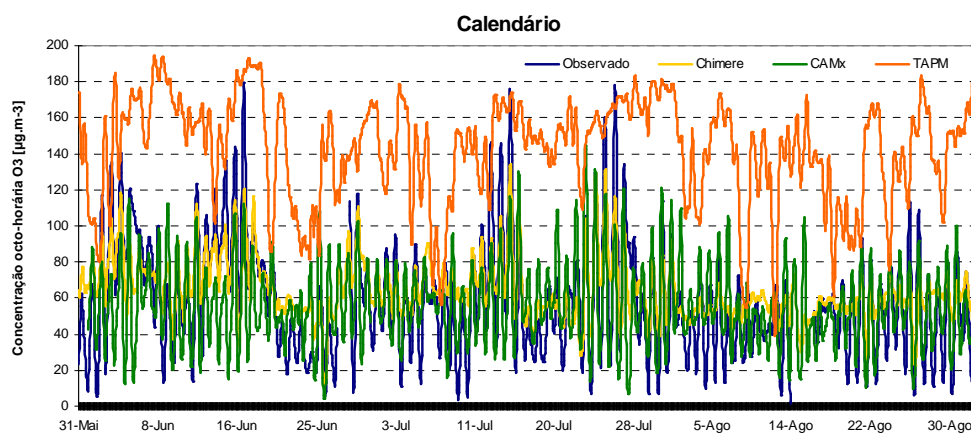


Figura 5.11: Comparação das médias octo-horárias de O_3 observadas e simuladas com o TAPM, Chimere e CAMx nas estações de Calendário (5.11a), C. Lacticínios (5.11b) e Vila do Conde (5.11c)

5.3.3 Metodologia para análise de cenários de emissões

Da análise de sensibilidade apresentada, verifica-se que o TAPM não responde de forma totalmente satisfatória às condições de entrada que lhe são fornecidas neste trabalho, apesar de, no caso das partículas, o comportamento do modelo nalguns meses do ano ser bastante bom. Neste tipo de situação, a Air4EU (2006) recomenda a utilização dos resultados dos modelos num sentido relativo. Isto é, as comparações entre cenários de emissões devem ser realizadas numa base de diferenciais de concentração, que devem posteriormente ser aplicados às concentrações reais de forma a aferir das vantagens de implementação das medidas de minimização.

5.4 Medidas previstas e Cenário Base

A modelação dos cenários Base e Redução incidiu sobre o ano de 2010, sendo este o período a partir do qual o Valor Alvo para o O_3 deve ser cumprido. Não existem evidências de que a meta da 2ª fase para as PM_{10} vá ser aplicada.

Na modelação do cenário Base, realizada com o objectivo de aferir a necessidade de definir medidas adicionais de redução de poluentes, foi considerado que as grandes fontes pontuais cumprem, em 2010, as disposições constantes do Decreto-Lei 178/2003 de 5 de Agosto, que controla as emissões das grandes instalações de combustão (GIC's). Neste diploma, refere-se a obrigatoriedade de elaboração de um Plano Nacional de Redução das Emissões (PNRE) das GIC's, que integra as instalações de combustão existentes. Neste grupo inclui-se a central de combustão da Refinaria da Galp de Matosinhos.

É também incluída, na modelação do cenário Base, a diminuição nas emissões de PM_{10} , NO_x e COVNM resultantes da iniciativa da STCP (Sociedade de Transportes Colectivos do Porto) de trocar, até 2007, 80 autocarros a gásóleo por novos a gás natural, o que trará benefícios para os concelhos servidos pela rede (Borrego, 2006c). Assim, prevê-se uma diminuição de 0,49% nas emissões de PM_{10} do tráfego total dos concelhos da Maia, Matosinhos, Valongo, Porto, Gondomar e Gaia; 0,09% no caso do NO_x e 0,22% no caso dos COVNM.

A estimativa das emissões de PM_{10} , considerando o cumprimento das exigências comunitárias no que diz respeito à introdução de novas tecnologias relativas aos veículos automóveis para o ano de 2005 (EURO IV, Quadro 5.1) (Directiva 98/69/CE transposta pelo Decreto-Lei 202/2000, de 1 de Setembro), foi considerada na simulação do cenário Base, tendo sido realizada utilizando o modelo de fontes de emissão em linha TREM (Borrego *et al.*, 2006c). Os resultados obtidos indicam que esta medida permite uma redução das emissões de PM_{10} do tráfego rodoviário de cerca de 35% no caso dos veículos pesados de mercadoria, 27% nos veículos ligeiros de mercadoria e 30% nos veículos ligeiros de passageiros a gásóleo. É de notar, no entanto, que apesar deste cenário apresentar um potencial significativo de redução das emissões de tráfego, estas emissões apenas representam, no máximo, 25% das emissões totais de PM_{10} (Querol *et al.*, 2004), traduzindo-se esta medida numa redução efectiva das emissões totais de PM_{10} de cerca de 10%.

As reduções previstas pelo PTEN no âmbito da simulação do cenário de referência relativo à aplicação da Directiva 2001/81/EC de 23 de Outubro (Directiva Tectos) foram igualmente consideradas para a modelação do cenário base no presente estudo. Foram assim retiradas ou somadas pequenas percentagens de emissões de NO_x e COVNM (em área) a todos os concelhos do domínio de simulação, fruto da hipotética aplicação de vários diplomas legais, como por exemplo a directiva PCIP (Prevenção e Controlo Integrados da Poluição) ou a Directiva 2003/30/CE (Biocombustíveis).

A empresa Metro do Porto estimou os benefícios acumulados desde a entrada em operação da primeira linha de metro, em Janeiro de 2003, até ao final de 2006. Esses benefícios traduzem-se na redução da emissão de 44 toneladas de hidrocarbonetos, 553 toneladas de NO_x e de cerca de 22 toneladas de PM₁₀. (adaptado de Metro do Porto, 2007). Estes benefícios resultam da transferência de passageiros do transporte rodoviário colectivo e individual, sendo um dos estimadores utilizados para este cálculo o número de veículos que terão deixado de estacionar no centro do Porto (cerca de 6 000 por dia). A construção do cenário Base será também apoiada nestas estimativas.

De forma a aferir das vantagens em termos de melhoria da qualidade do ar da aplicação das medidas citadas, foram construídos diferenciais de concentração de partículas e ozono entre os resultados obtidos nas simulações dos cenários Base e Referência (cenário de emissões onde não são consideradas quaisquer reduções), representados na figura 5.12.

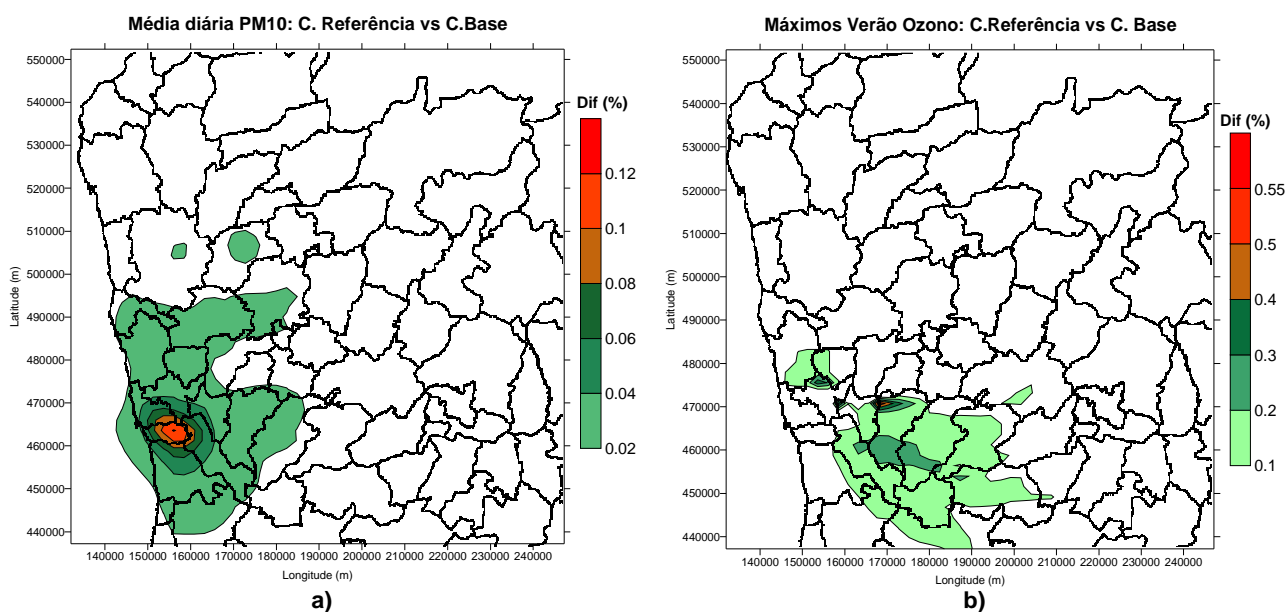


Figura 5.12: Diferenciais de concentração da média diária de PM₁₀ (5.12a) e dos máximos de Verão das médias octo-horárias de O₃ (5.12b) entre os cenários de Referência e Base, para o D3

Da análise dos diferenciais apresentados na figura 5.12 conclui-se que as medidas constantes do cenário Base não são suficientes para fazer cumprir os valores limite legais. De facto, em relação à média diária de PM₁₀, verificam-se melhorias máximas na ordem dos 0,12%, enquanto nos máximos de ozono essas melhorias são de 0,55%.

Assim, são necessárias medidas adicionais para que, no ano base de 2010, o VL de PM₁₀ e o VA de O₃ sejam cumpridos.

5.5 Medidas adicionais e Cenários de Redução

5.5.1 Partículas

A análise do inventário de emissões para a Zona Norte permite concluir que as áreas com maiores emissões de partículas nesta região são a Área Metropolitana do Porto e as zonas industriais de Braga e Guimarães (Borrego *et al.*, 2003) – figura 5.13.

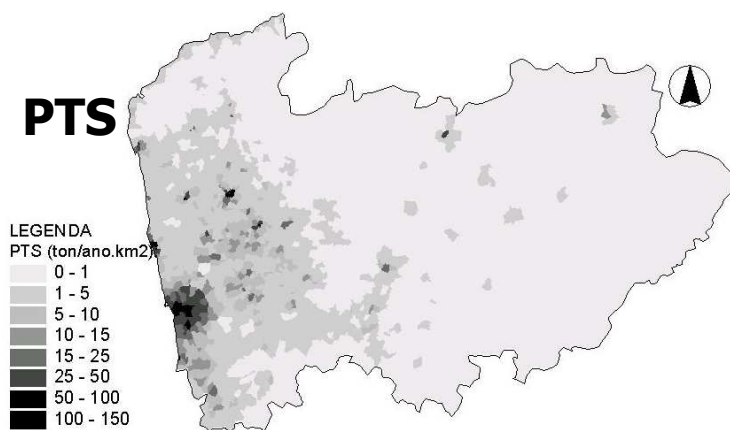


Figura 5.13: Distribuição espacial das emissões totais de partículas na Região Norte (Borrego *et al.*, 2003)

Desta forma, são propostas medidas para uma gestão mais eficiente do tráfego rodoviário, para o sector doméstico e industrial e ainda para outros tipos de sectores (lavagem de ruas, materias e obras de construção civil e sensibilização ambiental).

5.5.1.1 Tráfego rodoviário

Os problemas de qualidade do ar em meio urbano são gerados principalmente pelo tráfego rodoviário, sendo a previsão efectuada no âmbito do PTEN indicadora de um aumento do número das deslocações em transporte próprio nos próximos anos, acompanhado pelo incremento do parque automóvel total (IA, 2004a).

Neste sentido, e a título de exemplo, a autarquia da Maia, através do Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável, prevê a promoção da proximidade entre locais de residência e de trabalho, reduzindo-se a necessidade de recorrer ao transporte individual para este tipo de deslocações (Pinho *et al.*, 2001).

Introdução de veículos de baixa emissão nos transportes pesados colectivos e de mercadorias

Os veículos pesados (de mercadorias e de passageiros) são os que contribuem em maior proporção para as emissões de partículas do tráfego rodoviário na Região Norte, tal como ilustrado na figura 5.14. Assim, propõe-se a melhoria da frota deste tipo de veículos, através da aquisição de veículos novos, de preferência equipados com novas tecnologias de redução de emissões, quer ao nível do tipo de combustível, quer ao nível dos sistemas de despoluição de fim de linha (como filtros de

partículas (FP) e sistemas de recirculação de gases de escape (SRGE)), devendo ser considerada também a reconversão de frotas antigas.

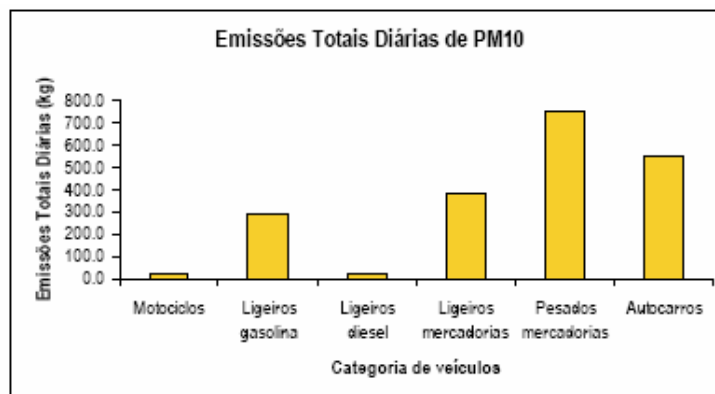


Figura 5.14: Emissões totais diárias de partículas, em kg, por categoria de veículos na Região Norte (Borrego *et al.*, 2004)

Esta é uma medida regional, técnica, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Melhorias na rede de transportes colectivos

O uso dos transportes colectivos (TC) deverá ser promovido como forma de redução do número de viagens e da distância percorrida por veículos privados. A promoção deverá passar por uma campanha de educação e informação, para melhorar a imagem do público relativamente aos transportes públicos. Para tal, é também necessária uma melhoria dos serviços prestados por este tipo de transportes, nomeadamente no que respeita a horários adequados e cumprimento dos mesmos, segurança e conforto.

Pode também ser aumentado o número de faixas *bus*, o que diminuiria, à partida, o tempo passado por estes veículos nos congestionamentos de tráfego. No entanto, esta última sugestão deverá ser equacionada com cautela, na medida em que um estudo recente da responsabilidade da Câmara Municipal do Porto visando a criação de 7 novos corredores *bus* na cidade concluiu que, apesar da previsão de uma maior velocidade de circulação para os autocarros que utilizassem as novas faixas, as carreiras que não usufruíssem dessas faixas teriam desvantagens operacionais, perdendo mais tempo a cumprir o trajecto. Assim, a rede global de TC sofreria uma diminuição da velocidade de circulação, assim como o trânsito generalizado (URL 8 e 9).

Estas são medidas regionais, educativas/informativas e técnicas, não reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectarão o sector dos transportes na região em causa.

Partilha de automóveis

A partilha de automóveis é uma iniciativa posta em prática em alguns países da Europa para descongestionar o tráfego das cidades e, consequentemente, melhorar a qualidade do ar. Existe em duas vertentes: *car sharing* (sistema em que uma frota de carros é propriedade de um grupo de utilizadores, sendo os custos da sua manutenção controlados por um organizador) e *car pooling* (uso partilhado de um veículo, comumente utilizado por colegas de trabalho, com o objectivo de dividir despesas).

Em relação ao sistema de *car pooling*, existem páginas na Internet onde o utilizador apenas tem de se registar e fornecer informações acerca do tipo de viagem que costuma ou pretende fazer e do período para a sua realização, para, de uma forma simples e imediata, receber informação acerca de outros utilizadores com os mesmos interesses. Em Portugal, surgiu recentemente uma página *web* desta natureza (URL10).

Assim, propõe-se a divulgação deste tipo de iniciativas junto das empresas, públicas e privadas, assim como do público em geral.

Esta é uma medida não reguladora, educativa/informativa, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo e que poderá ser aplicada em todo o país.

Renovação das frotas de táxis e veículos de recolha de RSU

Os táxis e os veículos de recolha de resíduos sólidos urbanos (RSU) são elementos de tráfego que contribuem para a degradação da qualidade do ar das cidades.

No caso dos veículos de recolha de RSU, a antiguidade de grande parte da frota é um factor de grande peso. De acordo com uma inquirição realizada ao nível das Câmaras Municipais dos concelhos onde se verificaram excedências aos níveis de PM_{10} em 2004, constatou-se que mais de 80% da frota de veículos de recolha de RSU é antiga (veículos Pré - EURO, EURO I e EURO II, de construção anterior a 2000).

Desta forma, propõe-se a sujeição deste tipo de veículos a planos de renovação, introduzindo-se, por exemplo, sistemas de controlo de emissões, nomeadamente filtros de partículas com sistemas de recirculação de gases de escape (FP+SRGE) ou a substituição de veículos antigos para serem cumpridas as normas EURO. Relativamente aos táxis, a introdução de novas tecnologias ao nível do combustível revelou-se vantajosa num estudo realizado pela Associação Nacional dos Transportadores em Automóveis Ligeiros (ANTRAL), pelo que se propõe a sua ponderação.

Esta é uma medida de gestão, não reguladora, técnica, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de curto prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa e que poderá ser aplicada em todo o país.

Construção de parques de estacionamento periféricos e aumento dos preços dos mesmos no interior das cidades

De modo a diminuir a entrada de veículos privados na zona urbana deverão ser construídos parques de estacionamento periféricos, servidos por transportes públicos eficientes, que transportarão as pessoas para o centro da cidade.

Como exemplo, na cidade de Coimbra existem autocarros eléctricos que fazem o percurso entre a Baixa e a Alta da cidade, que permitiu, desde logo, o condicionamento da circulação e estacionamento automóvel nestas zonas da cidade.

Como medida complementar e de dissuasão, o preço do estacionamento no centro das cidades deverá ser significativamente aumentado. Sugere-se também o aumento dos parques de estacionamento gratuitos nas interfaces de transportes públicos.

Estas são medidas regionais, económicas/fiscais, reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectarão o sector dos transportes na região em causa.

Aumento da eficácia da fiscalização do estacionamento nas cidades

Paralelamente à aplicação da medida anterior, deve ser aumentada a eficácia da fiscalização do estacionamento ilegal nos centros das cidades, desincentivando-se, assim, o uso do transporte individual para os deslocamentos nestas áreas, especialmente os pendulares. A título de exemplo, salienta-se que se estima que, em Lisboa, apenas 8% dos utentes pague estacionamento (Nascimento e Duarte, 2007). Para além dos benefícios ambientais, obtêm-se ganhos económicos mediante a cobrança de multas e coimas.

Esta é uma medida regional, económica/fiscal, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Taxas e limitações à entrada e circulação nas cidades

Diminuição da percentagem de veículos pesados de mercadoria em circulação

Os veículos pesados de mercadoria são os principais responsáveis pelas emissões de exaustão e de ressuspensão de PM_{10} provenientes do tráfego rodoviário. A sua circulação nos centros das cidades, a baixas velocidades, provoca maiores emissões deste poluente. Esta medida visa a diminuição da circulação dos veículos pesados no centro das cidades. Propõe-se que o transporte de mercadoria destes veículos para o centro da cidade seja efectuado por vias alternativas, por exemplo, por veículos movidos a tecnologias mais limpas, responsáveis por menores emissões de PM_{10} . Para este efeito, deve ser construída uma central periférica de recepção de mercadorias.

Esta é uma medida de gestão, económica/fiscal, reguladora, que deverá ser adoptada aos níveis local e regional no sector dos transportes, com uma escala de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo.

Zonas de Emissões Reduzidas

Uma Zona de Emissões Reduzidas (ZER) é um espaço urbano onde é taxada a entrada de determinado tipo de veículos. Como exemplo deste tipo de medida, na Grande Londres preconiza-se a taxação, a partir de Fevereiro de 2008, da circulação de camiões e autocarros antigos com motores a diesel durante todo o ano. A taxação da circulação não se estende aos veículos ligeiros particulares. A praticabilidade desta medida foi analisada, tendo-se verificado que oferece um enorme potencial de redução das excedências ao valor limite de concentração de matéria particulada (CAFE, 2004).

Propõe-se que seja aplicada nos centros urbanos numa fase inicial, podendo eventualmente ser aplicada a todo o concelho, dependendo do sucesso verificado.

Esta é uma medida de gestão, económica/fiscal, reguladora, que deverá ser adoptada aos níveis local e regional no sector dos transportes, com uma escala de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo.

Zonas de Circulação Taxadas

Uma Zona de Circulação Taxada (ZCT) (ou *road pricing*) tem como princípio a aplicação de taxas de circulação aos veículos individuais de não residentes, em zonas de tráfego intenso, nomeadamente os centros urbanos.

Várias iniciativas deste género estão em vigor em cidades europeias como Londres, Roma ou Amesterdão. No caso da primeira (figura 5.15), que teve início em Fevereiro de 2003, a zona escolhida foi o centro da cidade, cobrindo uma área de 22 km². Os resultados registados são positivos: diminuição de 15% do tráfego na zona em causa, percentagem que se manteve em 2004 (URL 11).



Figura 5.15: Imagem da ZCT da cidade de Londres, assinalada com círculos vermelhos contendo a letra “C”

Propõe-se a aplicação desta medida nos centros urbanos das cidades com maior nível de tráfego e emissões e com pior qualidade do ar da Região Norte.

Esta é uma medida local, económica/fiscal, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM₁₀ de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Portagens diferenciadas

Esta medida consiste na colecta de uma taxa de entrada nos centros urbanos aos veículos privados, mais onerosa no caso de veículos com apenas um passageiro. Deste modo incentivar-se-ia não só o abandono do transporte individual, mas também a partilha de automóveis por pessoas com os mesmos destinos e horários. Alternativamente, pode aplicar-se uma diminuição das portagens já existentes nas auto-estradas para carros transportando mais do que um passageiro.

Propõe-se a aplicação de portagens à entrada dos centros urbanos mais movimentados da Região Norte.

Em Portugal houve alguma discussão acerca da introdução de portagens à entrada das cidades de Porto e Lisboa em Janeiro do presente ano, mas a medida não obteve ainda o apoio da ANMP (Associação Nacional dos Municípios Portugueses).

Esta é uma medida regional, económica/fiscal, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM₁₀ de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Sistema de placas de matrícula alternadas

Este sistema, já previsto/adoptado nalguns países (alguns exemplos são o Irão, as Filipinas ou a Grécia), consiste em permitir o acesso alternado aos centros urbanos, consoante as placas de matrícula contenham números pares ou ímpares. Uma experiência deste tipo,

realizada em Itália, permitiu uma diminuição da concentração de PM_{10} entre 12 e 14% na zona em estudo (Lombardia) (CAFE, 2004). Em Roma também se implementou esta medida, obtendo-se reduções da concentração de PM_{10} de 12% para o ano de 2004, devido a diminuições de cerca de 22% no trânsito nas ruas e praças em causa. Deve notar-se que nem todos os veículos devem ser sujeitos a esta medida, excluindo-se nomeadamente os de emergência, os de transporte colectivo, os táxis, os de recolha de lixo urbano e os ecológicos (eléctricos, Euro IV e movidos a metano e GPL) (Donato e Donati, 2005).

Esta medida deverá ser aplicada nos centros urbanos com maior volume de tráfego da Região Norte.

Esta é uma medida regional, de gestão, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Vias de Alta Ocupação

As Vias de Alta Ocupação (VAO) são faixas da rodovia que só podem ser utilizadas por veículos com um determinado número de ocupantes ou movidos a tecnologias “limpas”.

As VAO poderão funcionar apenas nas horas de ponta, assim como em emergências, tornando-se exclusivas dos veículos de socorro. Podem também construir-se estradas exclusivas para veículos com maior ocupação, a exemplo do Canadá.

Propõe-se a implementação desta medida nos principais acessos aos centros urbanos mais movimentados.

Esta é uma medida de gestão, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Imposição de limites de velocidade mais baixos

A condução a velocidades elevadas provoca um aumento do consumo de combustível, o que, consequentemente, se traduz em maiores emissões de poluentes atmosféricos por quilómetro percorrido. Para contrariar esta tendência, experimentou-se, numa movimentada estrada de Berlim, reduzir a velocidade máxima de circulação no interior das cidades de 50 para 30 $km.h^{-1}$. Os resultados desta medida foram considerados positivos, não obstante a sua pequena extensão (CAFE, 2006).

Em 2002, em Roterdão, concretizou-se uma iniciativa desta natureza, em que o limite legal de velocidade numa das auto-estradas do município baixou de 120 para 80 $km.h^{-1}$. Os resultados foram positivos, com uma diminuição da emissão de PM_{10} entre 25 e 35%, para além de uma melhoria na qualidade do ar relativamente a este poluente entre 1 e 4% (a 200 e a 50 m da berma da estrada, respectivamente).

Dado que estes resultados demonstram que este tipo de medidas restritivas, quando aplicado eficazmente, traz resultados satisfatórios para a melhoria da qualidade do ar, propõe-se a sua ponderação em zonas urbanas onde os níveis de emissões e de ruído sejam significativos.

Esta é uma medida de gestão, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Corte de ruas ao trânsito

O corte de ruas ao trânsito é posto em prática em várias localidades do país com o objectivo de produzir benefícios recreativos/sociais. Actualmente ponderada como um meio de minorar a poluição atmosférica nalgumas zonas das cidades, esta medida pode trazer consequências inesperadas, já que suprimir o tráfego rodoviário numa rua não implica necessariamente uma melhoria na sua qualidade do ar. A circulação atmosférica transporta poluentes de um local para o outro, às vezes até de longas distâncias (como acontece com a matéria particulada), pelo que esta medida não deve ser aplicada sem estudos prévios de modelação.

Paralelamente à aplicação da medida, propõe-se a disponibilização de um sistema de transporte urbano (mini autocarros movidos a tecnologias “limpas”), para suprir as necessidades dos habituais utilizadores das ruas alvo desta medida.

Esta é uma medida local, de gestão, reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa.

Introdução de postos de abastecimento público de gás natural

Os veículos a gás natural são, em Portugal, uma realidade ainda pouco difundida. Segundo dados da APVGN (Associação Portuguesa do Veículo a Gás Natural), no país existem 377 destes veículos, sendo que apenas 23 são ligeiros particulares (URL 12). Os restantes (ligeiros, autocarros e camiões) pertencem a companhias de transportes públicos, câmaras e serviços municipalizados. Existe apenas um posto público de abastecimento de gás natural no país (Braga), sendo que os restantes quatro estão inactivos ou são de uso privado. Ao aumentar a oferta, poder-se-á eventualmente incentivar o público em geral a adquirir mais deste tipo de veículos, diminuindo desta forma a emissão de material particulado pelos transportes.

Esta é uma medida não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectará o sector dos transportes na região em causa, e que poderá ser aplicada em todo o país.

5.5.1.2 Indústria/Comércio

O concelho da Região Norte com maior caudal mássico de emissão de partículas totais provenientes da indústria é S. João da Madeira, seguido de Vila Nova de Gaia, Santa Maria da Feira, Vila Nova de Famalicão e Guimarães. Os sectores responsáveis pelas maiores emissões deste poluente são o metalúrgico, o da cortiça, o da madeira e o têxtil, todos com uma representação significativa na Região Norte (Borrego *et al.*, 2003).

É principalmente sobre este tipo de actividades e nestas localidades que devem recair as medidas definidas para o sector industrial no âmbito dos Planos de Melhoria da qualidade do ar.

Substituição de despoeiradores nas fontes pontuais

As indústrias são responsáveis por emissões elevadas de poluentes atmosféricos, nomeadamente de matéria particulada. Para diminuir este tipo de emissões, as unidades industriais estão equipadas com despoeiradores, como ciclones, filtros de mangas e precipitadores electrostáticos. Os dois últimos têm eficiências de remoção bastante elevadas, acima de 99%, pelo que as fontes industriais deveriam utilizá-los, em detrimento dos ciclones que, para PM_{10} , têm eficiências de despoeiramento baixas, exceptuando os casos em que são usados multiciclones. Como os filtros de mangas têm

custos elevados, sugere-se a substituição dos ciclones nas unidades fabris da região, que ainda os possuam, e onde seja tecnicamente viável, por precipitadores electrostáticos.

Esta é uma medida técnica, não reguladora, que deverá ser adoptada, a curto prazo, nas fontes industriais da região.

Reforço da fiscalização das fontes pontuais

A fiscalização das emissões das indústrias deve ser feita com mais frequência, de forma a garantir o cumprimento dos valores limite de emissão previstos na legislação. Essa fiscalização não deve deixar de parte as pequenas indústrias, tais como as empresas familiares, já que normalmente são menos monitorizadas, não deixando de representar um factor importante de degradação da qualidade do ar local.

Esta é uma medida não reguladora, que deverá ser adoptada, a curto prazo, nos órgãos fiscalizadores da região (Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte, Direcção Regional de Economia do Norte, Inspeção Geral de Ambiente e Ordenamento do Território, Câmaras Municipais e outros).

Criação de normas de emissão para aglomerados industriais e actividades empresariais nos centros urbanos

A legislação nacional relativa a valores limite de emissão (VLE) para as indústrias prevê que estes sejam aplicados a cada empresa isoladamente. No entanto, mesmo após a verificação do cumprimento dos VLE estabelecidos, continuam a registar-se reclamações da população residente nas proximidades de aglomerados industriais.

Paralelamente, as actividades comerciais nos centros das cidades, como a restauração, são responsáveis por emissões não controladas de material particulado. Quando em aglomerados, essas emissões são significativas.

Desta forma, é proposta a criação de normas específicas para aglomerados industriais e comerciais, de forma a ser salvaguardada a saúde e bem-estar das populações residentes na proximidade destes locais. Estas normas poderão ser instituídas no âmbito dos processos de licenciamento, da responsabilidade das autarquias no caso de estabelecimentos industriais de tipo 4 (Portaria 464/2003 de 6 de Junho) e da co-responsabilidade das mesmas no caso dos estabelecimentos comerciais.

Esta é uma medida reguladora, que deverá ser adoptada, a curto prazo, nos aglomerados industriais e comerciais a nível nacional.

5.5.1.3 Sector doméstico

As fontes domésticas não são desprezáveis, apesar da sua pequena dimensão. De facto, nas noites de Inverno, detectam-se concentrações elevadas de partículas nas estações urbanas de qualidade do ar, devido à utilização de lareiras. Segundo Caseiro *et al.* (2007), a queima de biomassa, e em especial nas lareiras domésticas no Inverno, contribui de forma importante para a produção antropogénica de aerossol, devendo ser considerada nas estratégias de controlo e redução dos níveis ambiente de partículas finas.

Redução das emissões da combustão residencial

A emissão de PM_{10} pela combustão doméstica representa 16,2% das emissões totais deste poluente em Portugal, constituindo as lareiras uma grossa fatia das mesmas. Uma das formas de combater esta fonte é a substituição das lareiras por aquecimento central, já que neste caso a combustão é feita de forma mais optimizada e, se o combustível utilizado for gás natural, muito menos poluente. A sensibilização para esta prática deve ser feita ao nível da população mas também dos construtores civis.

Outra prática, já utilizada em países como a Rússia, Itália, Escandinávia ou Estados Unidos é o “aquecimento por complexo residencial”, isto é, a energia para as casas é providenciada por um sistema municipal de aquecimento, onde a combustão se faz de forma controlada e com eficiências mais elevadas.

Nos Estados Unidos da América, existem, desde 1988, lareiras certificadas pela EPA (*Environmental Protection Agency*), que têm associadas reduções de matéria particulada na ordem dos 94%, através de uma queima mais eficiente da madeira e dos gases de exaustão, que atravessam vários estágios de combustão (URL 13). Na figura 5.16 esquematiza-se o funcionamento das lareiras certificadas, catalíticas e não catalíticas.

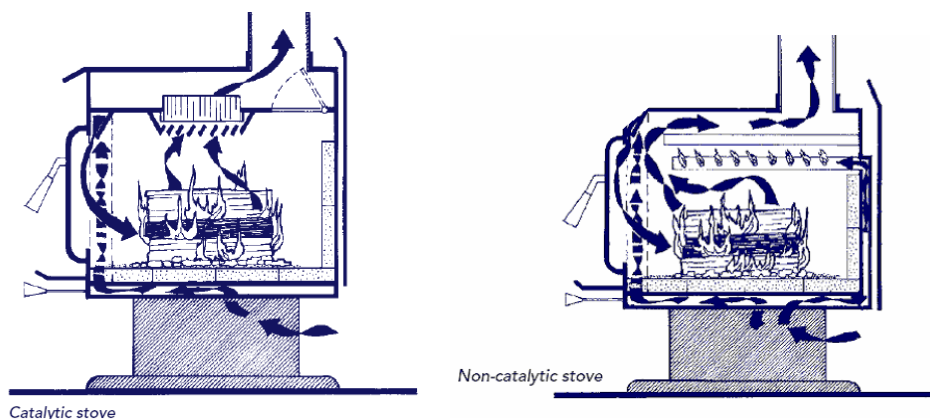


Figura 5.16: Esquema do funcionamento das lareiras certificadas pela EPA, em utilização nos Estados Unidos da América (URL 13)

O custo médio acrescido destes equipamentos situa-se entre os 500 e os 700 dólares, havendo, no entanto, menores custos de manutenção (IA, 2004b). Neste momento ainda não existe deste tipo de lareiras em Portugal, mas o seu desenvolvimento assume uma importância elevada, nomeadamente na Região Norte, onde as temperaturas no Inverno são geralmente mais baixas. Havendo a possibilidade de comercialização destes equipamentos, a legislação nacional deve impor a sua utilização, procedendo, à semelhança dos EUA, a campanhas de trocas de equipamentos velhos pelos certificados, oferecendo estímulos de forma a facilitar o processo.

Por enquanto, segundo o PTEN (IA, 2004b), a informação nacional existente sobre este tipo de fonte não se encontra actualizada, pelo que se torna contraproducente definir instrumentos de política que regulem esta actividade. Neste momento, a medida mais importante a desenvolver é o aumento do conhecimento relativo a esta actividade, nomeadamente os tipos de equipamento e de lenha utilizados. Deve também informar-se a população sobre a melhor forma de utilizar a lareira, nomeadamente no que respeita ao controlo do nível de queima (um fogo lento tem associado maiores quantitativos de poluentes do que um fogo pequeno e mais quente), à correcta utilização da lenha a queimar (esta deve ser cortada e seca antes da utilização, e devem ser utilizados pequenos barrote de madeira de forma a permitir a existência de espaço livre suficiente para a circulação de ar), à não utilização de outros produtos que não a lenha na lareira (como resíduos domésticos variados,

plásticos e madeiras tratadas (como contraplacado)) e à manutenção adequada do equipamento (limpeza periódica que permitirá detectar fugas de ar).

Estas são medidas técnicas e educativas/informativas, reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de médio prazo, que afectarão as fontes domésticas a nível nacional.

5.5.1.4 Agricultura/Florestas

A actividade agrícola é uma importante fonte do precursor NH_3 , cujas emissões deverão ser minimizadas. Uma das formas de atingir este objectivo é a filtração e ventilação do ar expulso dos alojamentos dos animais nas quintas. Podem também ser adicionados elementos químicos como cálcio, alumínio ou ferro ao estrume ou feitas modificações na alimentação, no caso das aves. A forma como o estrume é aplicado no solo pode também reduzir as emissões de NH_3 .

Para reduzir as emissões de matéria particulada pode promover-se a cobertura de campos inutilizados por plantas e a instalação de filtros de partículas nos tractores. É também essencial a existência de uma política eficaz de prevenção dos incêndios florestais.

A queima ilegal de resíduos deve também ser eliminada, promovendo outros destinos para os desperdícios agrícolas, como a queima em centrais de combustão de biomassa.

Estas são medidas regionais, educativas/informativas e técnicas, reguladoras e não reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectarão as fontes agrícolas a nível nacional.

5.5.1.5 Outros

Varrimento e lavagem das ruas

O varrimento das ruas, seguido de lavagem das mesmas com água, objectiva reduzir a concentração de matéria particulada no ambiente urbano proveniente do fenómeno de ressuspensão. Foram realizados vários estudos neste campo, sendo que alguns deles evidenciam as vantagens desta medida, enquanto outros a consideram ineficaz. Assim, por exemplo, Cowerd *et al.* (1998) estimaram uma redução entre 33 e 37% da concentração de PM_{10} aquando da aplicação de um programa vigoroso de varrimento das ruas, enquanto Bris *et al.* (1999) demonstraram que a eficiência de remoção de sólidos variou entre 20 e 65% a partir da lavagem por jacto de água nas ruas de Paris. Por outro lado, outra investigação concluiu que varrer as ruas é totalmente infrutuoso como estratégia de redução de PM_{10} (Chow *et al.*, 1990) e ainda Vaze e Chiew (2002) concluíram que o varrimento leva a que a distribuição por tamanhos do aerossol seja afectada negativamente, conduzindo à formação de partículas de menores dimensões do que as existentes anteriormente. Para além disso, Kuhns *et al.* (2003) concluíram que a emissão de partículas aumenta depois do varrimento das estradas, sendo uma possível explicação a redistribuição daquelas pela estrada que, previamente à passagem do varredor, as manteria alojadas em fendas da sua superfície. O estudo mais recente consultado nesta matéria foi realizado em 2005 em Taiwan (onde este tipo de medida é uma das mais aplicadas pelos governos locais) e concluiu que o impacto de varrer as ruas tem um período útil de eficiência de 3 a 4 horas, enquanto que, acrescentando a lavagem das ruas a este processo, já se conseguem atingir reduções nas partículas de cerca de 30% (Chang *et al.*, 2005).

Em Lisboa procedeu-se, entre os dias 15 e 30 de Setembro de 2005, a acções diárias de reforço da lavagem da Avenida da Liberdade, com o objectivo de realizar um estudo sobre o impacto desta

acção na redução dos índices de poluição decorrentes do tráfego automóvel naquela via. A principal conclusão deste estudo é que o reforço das lavagens aparenta ter uma influência positiva, embora não muito significativa, na redução dos níveis de partículas na Avenida da Liberdade. Ponderando os custos e os benefícios associados a esta medida, considera-se que, desde que se recorra a água reutilizada, a medida deve vir a ser implementada (Ferreira *et al.*, 2006).

Foram consultadas as câmaras municipais dos concelhos onde se registaram excedências aos níveis de PM₁₀ legislados, de forma a recolher sugestões de ruas onde se verifica existir maior volume de tráfego, e, consequentemente, onde as operações de lavagem poderão ser implementadas (Quadro 5.7).

Quadro 5.7: Sugestões de ruas potencialmente alvo da medida de varrimento e lavagem, segundo informações recolhidas junto dos municípios

Concelho	Rua Sugerida
Maia	Av. D. Manuel II
Valongo	EN15 (parte do eixo histórico)
Vila do Conde	Rua 5 de Outubro (troço desclassificado da EN13)
Paredes	Av. Comendador Abílio Seabra
Guimarães	Rua Cônego Dr. Manuel Faria
Famalicão	Av. Marechal Humberto Delgado

O sucesso desta medida, isto é, o seu grau de eficácia em termos de melhoria da qualidade do ar, depende em larga escala de factores específicos da zona a ser sujeita à lavagem, nomeadamente o tipo e estado do pavimento ou as condições meteorológicas. Assim, antes da sua implementação regular, devem ser realizados testes para determinar a sua eficácia.

Esta é uma medida técnica, não reguladora, de nível administrativo local, que deverá ser adoptada a curto prazo, e que terá implicações em todos os sectores e em todas as fontes.

Redução das emissões de poeiras da construção civil

As poeiras provenientes de locais de obras podem ser de dois tipos principais. O primeiro corresponde às emissões directas das máquinas e motores associados às actividades de construção e, para as diminuir, deve-se impor o uso de filtros de partículas, por exemplo. O segundo corresponde às poeiras fugitivas, emitidas durante processos como o transporte, manuseamento e armazenamento de materiais ou as demolições. Para se evitar este tipo de emissões deve “regar-se” os materiais com água, assim como cobri-los (CAFE, 2004). Deve-se também lavar os camiões à saída das obras e aplicar redes de malha fina que separem a zona da obra da via pública.

Uma outra possível medida, posta em prática na Suíça desde 2002, é o estabelecimento de uma norma de qualidade do ar para zonas de construção que, entre outras especificações, define um valor limite para todas as obras com duração superior a um ano (ou superior a 4000 m²).

Esta é uma medida técnica e educativa/informativa, reguladora, que deverá ser adoptada, a curto prazo, nas obras e suas áreas adjacentes, isto é, a um nível administrativo local.

Modificação do processo de produção de misturas betuminosas

O asfalto, nomenclatura que se utiliza para fazer referência ao material usado para pavimentar as estradas de grande fluxo de tráfego, é designado tecnicamente por mistura betuminosa. As misturas betuminosas podem ser fabricadas a frio ou a quente, originando matérias com propriedades específicas para diferentes usos. Em Portugal, a aplicação de MBQ (misturas betuminosas a quente) representa entre 90 a 95% do total de aplicação nos pavimentos, sendo que o restante se refere à aplicação de misturas betuminosas a frio (MBF). O que se propõe é a produção de MBQ a baixas temperaturas, recorrendo a um produto patenteado (*WAM Foam*), cuja utilização se estima conduzir a uma redução de 50 a 60% das poeiras emitidas no processo de produção (IA, 2004B e URL 14).

Esta é uma medida técnica, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afectará as fontes em linha em todo o país.

Medidas ao nível da sensibilização/recomendações

Muitas das medidas apresentadas que visam a redução de PM_{10} passam pela alteração de hábitos da população. Neste sentido, a sensibilização e recomendações às populações, empresários ou autarquias são fulcrais para que se possam alterar hábitos há muito adquiridos. Esta sensibilização pode ser feita através dos meios de comunicação social, fóruns, relatórios ambientais ou incentivos.

Esta é uma medida aos níveis local, regional e nacional, educativa/informativa, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de PM_{10} de longo prazo, que afecta todos os sectores e todas as fontes.

5.5.1.6 Políticas e medidas a adoptar em casos críticos

A definição de caso crítico neste contexto abrange os dias em que se prevejam picos elevados de concentração de PM_{10} em determinados locais. A previsão da qualidade do ar é feita em Portugal no âmbito de dois projectos, desenvolvidos pela Universidade de Aveiro e pela Universidade Nova de Lisboa para a Agência Portuguesa do Ambiente. Através da consulta das respectivas páginas na Internet (URL 15 e 16), é possível prever o índice de qualidade do ar para os dias seguintes, identificando-se também qual o poluente responsável pela classificação do índice. Deste modo, poder-se-ão desenvolver medidas a aplicar apenas em casos em que se prevejam situações graves ao nível das concentrações de matéria particulada no ar ambiente.

Essas medidas poderão incluir o encerramento provisório das actividades/processos específicos de determinadas indústrias, ou a implementação temporária das taxas e limitações à entrada e circulação nas cidades.

5.5.2 Ozono

A definição de políticas e medidas de melhoria da qualidade do ar para o ozono deve incidir sobre as concentrações dos seus principais precursores, nomeadamente NO_x e COV's. A complexa relação, descrita anteriormente, entre o O_3 e os seus precursores, torna mais crítica a tarefa de definir medidas para diminuir a sua concentração atmosférica.

De facto, uma hipotética diminuição das concentrações de NO_x e COV's não conduz necessariamente à diminuição da taxa de formação de ozono, e vice-versa. De acordo com Tong *et al.* (2006), um aumento das emissões de NO_x no centro de uma cidade cujo regime fotoquímico seja *VOC-sensitive* (no caso, Atlanta, EUA), conduz a uma diminuição da taxa de produção de ozono, ao nível local,

devido ao fenómeno de titulação do NO_x , já descrito. Ao haver um deslocamento da pluma para as zonas rurais, a degradação do ozono é substituída pela produção. Desta forma, os danos na saúde são reduzidos, já que a densidade populacional é maior nas cidades comparativamente com as zonas rurais.

Paralelamente, a AEA (Agência Europeia do Ambiente) destaca que uma diminuição das emissões de NO_x ao nível local, nas cidades, pode resultar em concentrações ambiente mais elevadas de ozono, devido a uma menor titulação do NO_x . Conclui-se também que um aumento das emissões directas de NO_2 (do escape dos veículos a diesel) conduz ao aumento das concentrações de ozono (EEA, 2005).

Posto isto, torna-se evidente a necessidade de incluir a modelação da qualidade do ar para verificação da eficácia dos planos de acção traçados para diminuir as concentrações de ozono em locais específicos.

De notar que as medidas referidas deverão ser consideradas em conjunto com as anteriormente definidas para a diminuição das emissões de PM_{10} .

5.5.2.1 Tráfego rodoviário

Os automóveis são responsáveis por uma grande parte das emissões de compostos precursores de ozono, nomeadamente CO, COV's e NO_x . Em áreas urbanas típicas, pelo menos metade destes poluentes provém dos carros, autocarros, camiões e outras fontes móveis como veículos de construção e barcos. Uma significativa parte das emissões de hidrocarbonetos provém dos carros mais antigos ou com menos manutenção, mesmo quando em representação de uma pequena percentagem da frota (US EPA, 1993). De acordo com o PTEN, o sector dos transportes foi responsável, em 2000, por 37% e 24% das emissões de NO_x e COVNM, respectivamente (IA, 2004a).

Medidas a tomar durante o abastecimento dos veículos

Uma das fontes principais de COV's na atmosfera é a evaporação de combustíveis e solventes. Desta forma, aconselha-se os utilizadores das bombas de abastecimento a não encherem demasiado o tanque de combustível dos seus automóveis, de forma a não ser derramada gasolina ou gasóleo no chão.

Para além disso, os horários de abastecimento devem ser restringidos ao período entre o fim do dia e o início da manhã, evitando-se assim, a volatilização dos compostos orgânicos presentes nos combustíveis durante as horas de maior calor.

Esta é uma medida educativa/informativa, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de O_3 de longo prazo, que afectará as fontes móveis a nível nacional.

5.5.2.2 Indústria

As actividades industriais, como a combustão, os processos de produção, a extracção de combustíveis e o uso de solventes são emissoras de poluentes como o NO_x e os COV's. Estas emissões representam cerca de 30% das emissões totais nacionais, sendo que a Região Norte ocupa uma área de 24% da área total de Portugal Continental (Borrego *et al.*, 2003).

Sensibilização dos industriais para a diminuição das emissões fugitivas

As emissões fugitivas são, em muitos casos, um contribuinte de peso para as emissões de certos tipos de actividades industriais, como aquelas que se dedicam à criação de animais ou ao processamento de desperdícios. Estas emissões, nomeadamente de COV's (cheiros), não estando sujeitas a regulamentação legal, não são controladas. Assim, deve ser promovida, por parte das entidades fiscalizadoras das indústrias, uma sensibilização dos industriais e trabalhadores para adquirirem práticas que permitam a minimização das emissões fugitivas, específicas para cada caso particular.

Esta é uma medida educativa/informativa, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de O₃ de longo prazo, que afectará as fontes industriais da região.

5.5.2.3 Sector doméstico

De acordo com o PTEN (IA, 2004a), as actividades domésticas contribuirão, em 2010, com cerca de 19% das emissões totais de COVNM, distribuídos pelas actividades de combustão de lenha (8%) e utilização de produtos como solventes, perfumes, ceras, matérias de polimento, detergentes e sabões (11%). Quanto ao NO_x, as emissões domésticas representavam, em 2000, cerca de 2% das emissões totais nacionais. Dado que esta actividade não se encontra sujeita a qualquer regulamentação com vista à redução das suas emissões, prevê-se em 2010 uma contribuição semelhante.

Substituição e armazenamento de produtos

As emissões de precursores de ozono ao nível doméstico são devidas em grande parte à utilização de tintas de base solvente, que devem ser substituídas por outras, de base aquosa. Quanto a outros produtos, como perfumes, ceras, matérias de polimento, detergentes e sabões, propõe-se uma revisão da sua composição, com uma diminuição do teor de hidrocarbonetos voláteis. Deve também ser melhorado o conhecimento relativo à quantidade destes produtos utilizada em Portugal e o seu teor em COVNM.

Para além disso, o gás que se armazena em casa deve ser correctamente acondicionado, de forma a evitar fugas para a atmosfera.

Estas são medidas educativas/informativas, reguladoras e não reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de O₃ de longo prazo, que afectarão as fontes domésticas a nível nacional.

Combustão

A combustão doméstica representa cerca de 3% das emissões nacionais de COVNM e de 2% das emissões nacionais de NO_x. A substituição das lareiras, já referida no âmbito das medidas de diminuição das emissões de PM₁₀, traz assim benefícios significativos no tocante às emissões de precursores de ozono. A utilização de lareiras certificadas, cujo fabrico em Portugal é ainda inexistente, conduz a reduções de COVNM na ordem dos 80%. Pode também recorrer-se a aparelhos alimentados a gás natural, cuja queima resulta em emissões de COVNM por GJ cerca de 99% inferiores às resultantes da queima de lenha¹⁰. Podem também ser instalados combustores catalíticos

¹⁰ O factor de emissão de COVNM para a combustão de gás natural em lareiras é de 2,5g/GJ, enquanto que para a lenha o mesmo é de 400g/GJ.

no equipamento existente, que permitem uma combustão mais completa dos gases, assim como da matéria particulada (IA, 2004b).

Por enquanto, segundo o PTEN (IA, 2004b), a informação nacional existente sobre este tipo de fonte não se encontra actualizada, pelo que se torna contraproducente definir instrumentos de política que regulem esta actividade. Neste momento, a medida mais importante a desenvolver é o aumento do conhecimento relativo a esta actividade, nomeadamente os tipos de equipamento e de lenha utilizados.

Deve também ser feita uma campanha de informação da população acerca da forma mais eficiente de utilização das lareiras.

Estas são medidas técnicas e educativas/informativas, não reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de ozono de médio prazo, que afectarão as fontes domésticas a nível nacional.

5.5.2.4 Agricultura

A queima ilegal de resíduos agrícolas representava, em 2000, cerca de 2% das emissões totais de COVNM e 9% das totais de NO_x (IA 2004a). Dado que esta actividade não se encontra sujeita a qualquer regulamentação com vista à redução das suas emissões, prevê-se em 2010 uma contribuição semelhante. Desta forma, as opções de redução a tomar passarão por definir outros destinos para os resíduos em questão ou promover a sua queima noutras condições (como a utilização nas centrais de queima de biomassa para produção de energia).

Estas são medidas técnicas e reguladoras, com uma escala temporal de redução das concentrações de ozono de longo prazo, que afectarão as fontes agrícolas a nível nacional.

5.5.2.5 Outros

Modificação do processo de produção de misturas betuminosas

O asfalto, nomenclatura que se utiliza para fazer referência ao material usado para pavimentar as estradas de grande fluxo de tráfego, é designado tecnicamente por mistura betuminosa. Um dos constituintes destas misturas é o ligante betuminoso, que pode ter diferentes origens, entre as quais a fluidificação de betume com solventes, originando-se assim o betume fluidificado. Nas pavimentações rodoviárias, o betume fluidificado constitui a maior fonte de emissão de COVNM, em resultado da evaporação do solvente na central de mistura e no local de aplicação. Em muitas situações, o betume fluidificado pode ser substituído por um ligante betuminoso produzido a partir de betumes por emulsibilidade com água – emulsões betuminosas, que apresentam contrapartidas ambientais e energéticas. Nos Estados Unidos, esta substituição conduziu à eliminação da pavimentação de estradas da lista das actividades consideradas como as maiores fontes de emissão de poluentes atmosféricos perigosos (IA, 2004b).

Propõe-se então o estudo da hipótese de substituição dos betumes fluidificados usados na pavimentação das estradas nacionais pelas emulsões betuminosas.

Esta é uma medida técnica, não reguladora, com uma escala temporal de redução das concentrações de ozono de longo prazo, que afectará as fontes em linha e em área em todo o país.

5.5.2.6 Políticas e medidas a adoptar em casos críticos

O Decreto-Lei 320/2003 de 20 de Dezembro prevê a elaboração de “planos de acção que estabeleçam as medidas a adoptar a curto prazo, tendo em conta situações locais específicas, para as zonas em que possa ser excedido o limiar de alerta” de ozono. O mesmo diploma define, no entanto, que estas medidas serão adoptadas caso exista um potencial significativo de redução do risco, duração ou gravidade das excedências do limiar.

Na Região Norte não existem estudos acerca da eficácia de uma possível implementação de medidas de curto prazo, que podem ser aplicadas antes ou durante um episódio de poluição. Sabe-se, no entanto, que medidas ligadas, por exemplo, a limitações locais de velocidade, apenas exercem um efeito mínimo nas concentrações máximas de ozono nos casos em que os níveis de fundo regionais são bastante elevados, como acontece na Região Norte.

Na Alemanha foi feita uma experiência para averiguar a eficácia de acções de redução locais e temporárias nas concentrações máximas de ozono durante um episódio. Essas acções incluíam limitação da velocidade de circulação, proibições locais de circulação e reduções voluntárias de emissões por parte da indústria e pequenas empresas. Os resultados apontam para uma boa redução nas emissões mas uma pouco significativa redução nas concentrações de ozono, devido a vários factores, entre os quais o carácter demasiado local da acção e as condições meteorológicas (Decisão da Comissão 2004/279/CE de 19 de Março).

No âmbito do Plano de Melhoria da qualidade do ar, sugere-se um conjunto de acções temporárias e locais, realçando, no entanto, que deve ser realizado um estudo dos resultados da aplicação destas e que as medidas de carácter permanente e regional assumirão, em princípio, uma importância maior para a diminuição das concentrações de ozono no ar ambiente:

- Nos transportes: limitar a velocidade de circulação para 70 km/h em todas as estradas não interiores, incluindo auto-estradas; aplicar proibições de circulação no centro das cidades, com excepções para veículos com conversores catalíticos e veículos a gasóleo com baixos níveis de emissões; evitar o reabastecimento de combustível; utilizar meios de transporte não poluentes;
- Nas indústrias: não abastecer a indústria com solventes; evitar a combustão com chama nas refinarias; adiar a desgasificação de uma unidade de produção; utilizar combustíveis com baixo teor de azoto (breu); evitar transferir líquidos caso não se disponha de aparelhos de recuperação de COV;
- No sector doméstico: não utilizar aparelhos a gasolina para cortar relva; utilizar tintas à base de água (Decisão da Comissão 2004/279/CE de 19 de Março).

5.5.3 Cenários de Redução

Para aferir dos benefícios ambientais, em termos de qualidade do ar, da implementação futura das políticas e medidas adicionais definidas, foram simulados dois cenários de redução de emissões, implicando ambos as mesmas medidas, mas aplicadas a diferentes escalas.

Assim, para o primeiro cenário de redução (CR1), foram simuladas as medidas:

- Renovação das frotas de veículos de recolha de RSU (redução de cerca de 0,5% das emissões de PM₁₀ e 0,1% de NO_x do sector do tráfego, ao nível do concelho);
- Diminuição das emissões da combustão residencial (redução de cerca de 16% das emissões de PM₁₀, 2% de NO_x e 3% de COVNM do sector doméstico, ao nível regional);

- Varrimento e lavagem das ruas (redução de cerca de 30% das emissões de partículas do sector do tráfego ao nível local);
- Diminuição das emissões da combustão agrícola (redução de cerca de 9% das emissões de NOx e 2% de COVNM do sector agrícola, ao nível regional);
- Diminuição da velocidade nas auto-estradas de 120 para 80 km.h⁻¹ (redução de cerca de 37% das emissões de PM₁₀, 29% de NOx e 15% de COVNM do sector do tráfego, ao nível local);
- Zona de Emissões Reduzidas (redução de cerca de 50% das emissões de PM₁₀, 18% de NOx e 3% de COVNM do sector do tráfego, ao nível do concelho);
- Sistema de placas de matrícula alternadas (redução de cerca de 11% das emissões de PM₁₀, 10% de NOx e 4% de COVNM do sector do tráfego, ao nível do concelho).

As quatro medidas listadas em primeiro lugar são aplicadas a todos os concelhos das aglomerações Porto Litoral, Vale do Ave e Vale do Sousa. A quinta medida é aplicada a todas as principais vias rápidas da Região e as restantes medidas, requerendo uma gestão de tráfego mais complexa, foram apenas submetidas aos concelhos de Matosinhos, Porto, Maia, Vila do Conde, Santa Maria da Feira, São João da Madeira, Espinho e Vila Nova de Gaia, identificados como os principais responsáveis pelas emissões de poluentes do tráfego rodoviário na Região Norte (Anexo B).

Para o segundo cenário de Redução (CR2), as últimas duas medidas listadas foram aplicadas à totalidade dos concelhos das três aglomerações, a diminuição da velocidade nas auto-estradas foi igualmente aplicada às principais vias rodoviárias e as restantes medidas a todo o domínio D3.

Da simulação do CR1, obtiveram-se os diferenciais de concentração de partículas e ozono representados na figura 5.17.

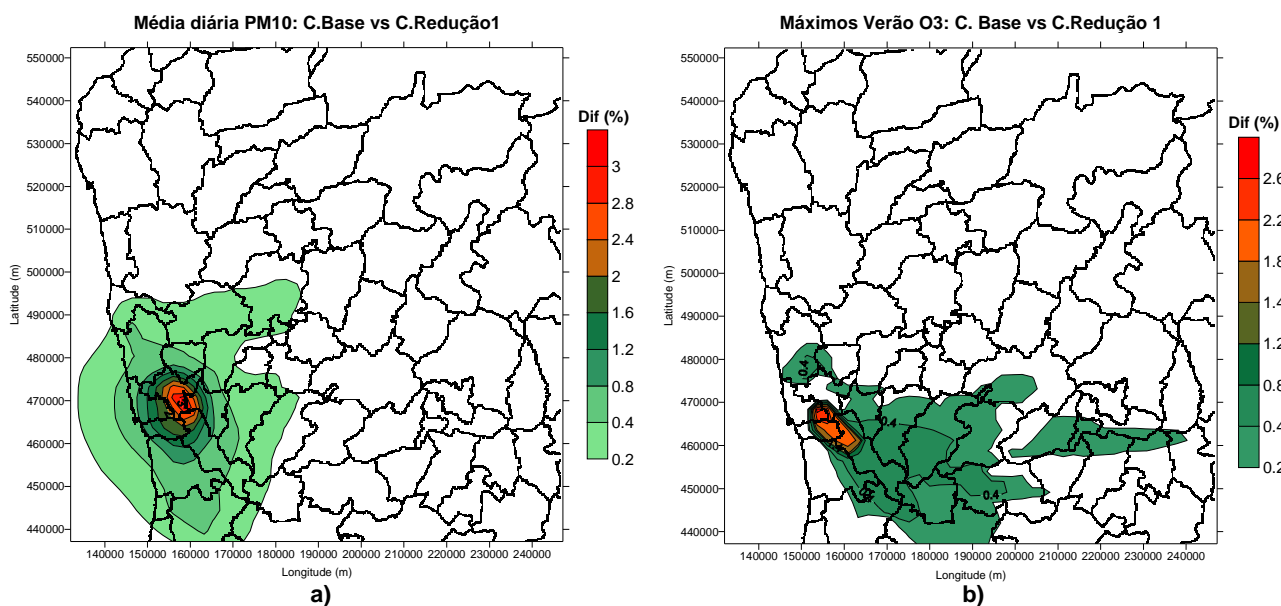


Figura 5.17: Diferenciais de concentração da média diária de PM₁₀ (5.17a) e dos máximos de Verão das médias octo-horárias de O₃ (5.17b) entre os cenários Base e de Redução 1, para o D3

Da análise da figura 5.17, depreende-se que a aplicação do cenário de Redução 1 não aparenta resultar em melhorias significativas da qualidade do ar na Região Norte, obtendo-se um máximo de 3% de redução na concentração média diária de PM₁₀ e nos máximos de Verão do ozono. As

reduções máximas são sentidas ao nível dos concelhos onde as emissões de poluentes são maiores, nomeadamente aqueles pertencentes à Área Metropolitana do Porto.

Aplicando estas reduções aos valores observados em 2004, não são obtidas variações importantes no número de excedências.

A simulação do Cenário de Redução 2 foi realizada para aferir das possíveis vantagens do alargamento das medidas a outros concelhos e aglomerações, que não aqueles onde se verificaram excedências.

Os diferenciais de concentração de poluentes obtidos para este cenário são muito semelhantes aos obtidos para o CR1, o que pode indiciar a pequena vantagem em aplicar as medidas de melhoria da qualidade do ar em locais onde as concentrações de poluentes são mais baixas. Salienta-se, no entanto, que o modelo apresenta fragilidades para o inventário de emissões utilizado e as condições simuladas.

6. Análise de custos, benefícios e hierarquização de políticas e medidas

Para as políticas e medidas adicionais serem passíveis de aplicação, devem, para além de provar eficácia na melhoria da qualidade do ar (através de modelação), ser economicamente viáveis. Isto significa que as vantagens que elas trarão devem ser inferiores aos custos que implicam, ou pelo menos, que estes devem ser compensadores em termos de melhoria da qualidade de vida da população.

Deste modo, é feita uma avaliação dos custos médios que algumas das medidas definidas no presente Plano de Melhoria terão caso sejam aplicadas. Para tal, usam-se valores tais como preços de equipamento e de manutenção, taxas de diminuição de veículos em circulação ou externalidades do tráfego automóvel de pesquisa bibliográfica, com base em exemplos de diversos países e em médias europeias. Os pormenores da análise de custos e benefícios das medidas propostas encontram-se no Anexo C.

Algumas das medidas não são analisadas sob o ponto de vista económico por falta de dados de base para o cálculo de custos e/ou emissões. No entanto, no Anexo C apresentam-se os dados disponíveis neste momento, para, futuramente, se proceder a uma análise mais completa.

Assim, verifica-se que as medidas que se relacionam com a gestão do tráfego ao nível dos veículos pesados são as mais eficazes em termos de redução das emissões. De facto, estes veículos, para além de possuírem factores de emissão mais elevados que os restantes elementos de tráfego, fazem parte de frotas maioritariamente constituídas por veículos antigos e, logo, mais poluentes.

A taxação da entrada de veículos particulares nas cidades não se revela tão eficaz na redução das emissões dado que, por um lado, a não circulação é uma escolha do utente (que pagará se o pretender fazer), e, por outro, as emissões dos ligeiros não são tão significativas quanto as dos pesados. Deve também ter-se em consideração a impopularidade deste tipo de medidas. Segundo Sahagún e ApSimon (2003), que modelaram à escala local um vasto conjunto de medidas de melhoria da qualidade do ar hipoteticamente implementadas em Londres, as estratégias que envolvam a aplicação de taxas sobre a circulação de determinados tipos de veículos são menos eficazes do que aquelas que incidem, por exemplo, na troca de combustíveis poluentes por outros mais ecológicos.

A lavagem de ruas traz benefícios mais imediatos ao nível local, e deve ser aplicada com regularidade nas ruas mais movimentadas e, à partida, mais poluídas das cidades, mas também em zonas sujeitas a grandes obras de construção civil.

Para se reduzirem as emissões da combustão residencial, cujo contributo na Região Norte é significativo, é importante o desenvolvimento de um sistema de certificação de lareiras, para posterior criação de incentivos que sustentem uma futura campanha de trocas.

Quanto aos custos de implementação das medidas, a criação de Zonas de Emissões Reduzidas é a que acarreta mais despesas, devido à disponibilidade de meios humanos e técnicos que deverá existir. É, no entanto, a medida que maiores poupanças em externalidades trará, o que se coaduna com o facto de os veículos pesados implicarem custos externos bastante elevados. A proibição de circulação a 50% de pesados de mercadorias nos centros das cidades proporciona igualmente grandes vantagens ao nível da diminuição dos custos externos.

6.1 Hierarquização de políticas e medidas

As medidas de melhoria da qualidade do ar sugeridas devem ser organizadas de acordo com a sua prioridade de implementação. Esta prioridade é definida aferindo o custo de implementação da medida, as vantagens ambientais a ela inerentes (em termos de reduções de emissões e de melhoria da qualidade do ar), a facilidade de implementação (potencial) e a maior ou menor aceitação social (potencial).

No entanto, independentemente dos critérios supracitados, serão consideradas prioritárias as medidas que servem de base para a implementação das restantes. A título de exemplo, previamente à implementação de vias de alta ocupação, deve ser estimulada a utilização de boleias partilhadas, sendo esta considerada uma medida de base.

No quadro 6.1 apresenta-se a hierarquização das medidas de acordo com os critérios mencionados, distribuindo-as por quatro grupos: medidas cuja implementação é prioritária (pois servem de base às restantes medidas), medidas incluídas na modelação do cenário de redução, medidas não incluídas na modelação do cenário de redução mas quantificadas em termos de custos e/ou benefícios, e medidas não quantificadas e não incluídas no cenário de redução. No Anexo D apresentam-se com maior detalhe os critérios de hierarquização.

Quadro 6.1: Hierarquização das medidas adicionais de melhoria da qualidade do ar

Medidas prioritárias de base	Hierarquização
Medidas de sensibilização/recomendações	1º
Sensibilização dos industriais para a diminuição das emissões fugitivas	1º
Introdução de veículos de baixa emissão nos TC	2º
Reforço da fiscalização das fontes industriais	2º
Introdução de postos de abastecimento público de gás natural	3º
Melhorias na rede de TC	4º
Partilha de automóveis	4º
Construção de parques de estacionamento periféricos e aumento dos preços dos mesmos no interior das cidades	5º
Reforço da fiscalização do estacionamento nas cidades	5º
Medidas incluídas no cenário de redução	Hierarquização
Varrimento e lavagem das ruas	1º
Diminuição das emissões da combustão residencial	2º
Renovação das frotas de táxis e de veículos de recolha de RSU	3º
Zonas de Emissão Reduzidas	4º
Diminuição das emissões da combustão agrícola	4º
Sistemas de placas de matrícula alternadas	5º
Imposição de limites de velocidade mais baixos nas auto-estradas	6º
Medidas não incluídas no cenário de redução, quantificadas	Hierarquização
Modificação do processo de produção de misturas betuminosas	1º
Diminuição da percentagem de pesados de mercadorias em circulação	2º
Zonas de Circulação Taxadas	3º
Vias de Alta Ocupação	4º
Medidas não incluídas no cenário de redução, não quantificadas	Hierarquização
Redução das emissões de poeiras da construção civil	1º
Criação de normas de emissão para aglomerados	2º
Substituição de despoeiradores nas fontes industriais	2º
Medidas a tomar durante o abastecimento dos veículos	2º
Substituição e armazenamento de produtos no sector doméstico	3º
Corte de ruas ao trânsito	4º
Portagens diferenciadas	5º

6.2 Indicadores para a monitorização dos objectivos

Para além do desenvolvimento das medidas para a melhoria da qualidade do ar, devem ser definidos alguns indicadores para avaliar o progresso da sua implementação futura. A utilização de indicadores como a evolução da qualidade do ar é aconselhada, apesar dos efeitos de uma dada medida poderem ser mascarados por outros factores, como a meteorologia ou obras imprevistas.

É aconselhável o desenvolvimento de indicadores ao nível da actividade dos sectores sujeitos às medidas. Pode, por exemplo, estudar-se a variação do número de utentes dos transportes públicos e o seu nível de satisfação, a variação na taxa de ocupação do transporte individual, o número de novos veículos movidos a tecnologias limpas, as verbas adquiridas com a imposição de taxas de circulação, o número de veículos equipado com filtros de partículas, o número de empresas sujeitas a fiscalização, etc.

7. Discussão dos resultados

A Directiva – Quadro da Qualidade do Ar impôs um novo regime para a gestão do ar na União Europeia. Após transição da Directiva para a legislação nacional (DL 276/99 de 23 de Julho), Portugal iniciou o cumprimento das exigências preconizadas naquele documento, no sentido de construir para a construção de uma Rede Europeia de qualidade do ar, uniformizada e objectivamente distribuída de forma a determinar as regiões com potenciais problemas de qualidade do ar.

Surgem, neste âmbito, os Planos de Melhoria da qualidade do ar, tendo sido realizados para a Região Norte desde 2001. O presente documento constituiu as directrizes técnicas e científicas para a elaboração do Plano de Melhoria para os anos 2004 e 2005, para as partículas e o ozono.

Da análise da qualidade do ar da Região Norte para os anos supracitados, concluiu-se que os poluentes cujas concentrações ambiente ultrapassaram os limites legais foram as PM_{10} (partículas em suspensão com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a $10\mu m$) e o O_3 (ozono), nas aglomerações Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave – PM_{10} , 2004 e aglomerações de Braga, Vale do Sousa e Vale do Ave e as zonas Norte Litoral e Interior – O_3 , 2004 e 2005.

A contribuição dos episódios de causa natural (fogos florestais e poeiras do Norte de África) para as excedências de partículas estimou-se em 18%. A estação de Centro de Lacticínios deixou de estar em incumprimento do valor limite diário para as PM_{10} , dado que, dos 45 dias de excedência, 12 se deveram a causas naturais.

Este tipo de procedimento é recomendado na legislação Europeia e Nacional, de forma a incluir nos Planos de Melhoria apenas as regiões onde as ultrapassagens dos parâmetros legais se devam a causas antropogénicas. No entanto, deve salientar-se que os fogos florestais têm em Portugal origem maioritariamente humana, pelo que o desenvolvimento de medidas eficazes de prevenção dos incêndios deverá ser incluído no âmbito do Plano de Melhoria da Região Norte.

Da análise dos perfis horários de concentrações de partículas e ozono na Região Norte, concluiu-se que, nalgumas estações, a variação temporal das concentrações de partículas não se conota de forma exacta com as suas classificações. Nomeadamente, e em relação às PM_{10} , a estação de Centro de Lacticínios, classificada como de fundo urbano, que apresenta um comportamento mais próximo do de uma estação suburbana de fundo (como as estações do Horto e Calendário); e as estações de Vila Nova da Telha e Leça do Balio, classificadas como suburbanas de fundo, apresentando no entanto um comportamento típico de estações urbanas de fundo. Neste sentido, propõe-se a revisão dos critérios utilizados para a localização das estações.

Quanto aos perfis de ozono e seus precursores, observam-se relações claramente inversas entre as suas concentrações, sendo os níveis de ozono maiores nas estações rurais, não sujeitas a emissões poluentes directas, do que nas estações de tráfego, onde as emissões de NO em quantidades significativas inibem a produção local de O_3 .

A modelação da qualidade do ar foi aplicada a este estudo, numa primeira fase, com o objectivo de aferir a necessidade de implementação de medidas adicionais de mitigação de emissões atmosféricas na Região Norte (para além das medidas já previstas em estratégias existentes) e, numa segunda fase, para determinar as vantagens da implementação das mesmas.

O modelo numérico utilizado foi o TAPM, com base na sua capacidade de simulação de séries temporais longas num espaço de tempo significativamente reduzido, possibilitando, assim, pela primeira vez no âmbito dos Planos de Melhoria, a simulação da totalidade de um ano civil.

Os resultados da simulação meteorológica do TAPM foram bastante aproximados dos valores observados nas estações meteorológicas de Viana do Castelo, Pedras Rubras (Porto) e Vila Real. Dos parâmetros analisados, destaca-se a temperatura, para a qual se obtiveram os maiores coeficientes de correlação e índices de concordância. As componentes u e v do vento obtiveram igualmente bons resultados. O modelo demonstrou tendência para sobrestimar a velocidade do vento, simulando, no entanto, a sua direcção predominante como sendo a de Nordeste, o que se coaduna com as medições reais.

Quanto à componente de poluição, os resultados da análise estatística para a simulação do ano civil de 2004 são menos satisfatórios do que para os parâmetros meteorológicos, obtendo-se índices de correlação significativamente baixos, assim como desvios padrão normalizados elevados para as estações analisadas. Note-se que se procedeu à validação com base em estações de tráfego e de fundo, sendo os parâmetros estatísticos mais favoráveis no caso destas últimas. Nas estações de tráfego, a influência de emissões localizadas é bastante pronunciada, sendo mais crítica, no âmbito de uma modelação, a simulação das concentrações de poluentes nestes locais.

Em relação às PM_{10} , observa-se uma tendência geral do modelo para a subestimativa significativa das concentrações, com excepção da estação rural de fundo de Lamas d'Olo. Nesta estação, o índice de concordância assume o valor mais elevado das estações analisadas, o que se justifica com a sua localização em ambiente rural, onde as concentrações de partículas são geralmente mais baixas. É nas estações de fundo que os coeficientes de correlação são mais elevados, indiciando uma melhor relação entre as variações temporais das concentrações estimadas e observadas. Este facto encontra explicação na localização destas estações, que pressupõe menores variações temporais naturais nas concentrações de PM_{10} , possibilitando ao modelo um melhor acompanhamento das mesmas.

Da análise mensal da simulação de partículas, observou-se que os coeficientes de correlação para alguns meses do ano, nas estações consideradas, eram bastante altos, nomeadamente no Verão e especialmente nas estações de fundo. O facto de outros meses do ano apresentarem coeficientes de correlação significativamente reduzidos torna o coeficiente anual baixo.

O facto de o modelo simular mais precipitação do que a que se observou efectivamente pode ter conduzido a que o fenómeno de deposição húmida nas partículas tenha sido sobre – considerado na modelação, o que pode constituir uma das explicações para que os coeficientes de correlação sejam, no geral, mais baixos no Inverno. Para além disso, a variação temporal na utilização das lareiras, bastante significativa na Região Norte, não foi ponderada nos dados de entrada, não tendo o modelo possibilidade de considerar um nível maior de emissões de partículas do sector doméstico no Inverno.

Quanto ao ozono, os parâmetros estatísticos determinados são igualmente pouco satisfatórios, sendo na estação de Lamas d'Olo que o comportamento do modelo se assemelha mais ao observado. Verifica-se que é nos meses de Junho e Julho que o coeficiente de correlação se apresenta maior em todas as estações, embora relativamente baixo. A tendência geral do modelo é a de sobrestimava das concentrações de ozono, excepto no caso de Lamas d'Olo.

Os resultados da comparação entre os resultados do TAPM e os de outros modelos foram positivos em relação à simulação de partículas, dado que as séries temporais comparadas se reportaram ao

período de Verão. Quanto à simulação de ozono, verifica-se a tendência do TAPM para sobrestimar as concentrações ambiente deste poluente.

Da série de corridas do modelo que se conduziu, utilizando diferentes dados de entrada, observou-se que o TAPM não respondeu como esperado às variações nas condições de simulação que lhe foram impostas.

Face aos resultados obtidos na validação do TAPM, foram utilizados diferenciais de concentração para estimar as melhorias na qualidade do ar obtidas com a implementação de medidas de mitigação. No caso do cenário Base, em que as medidas de redução de emissões consideradas são aquelas já previstas/implementadas no âmbito de estratégias anteriores ao Plano de Melhoria, verificou-se que a redução nas concentrações de PM_{10} e de O_3 é bastante pequena, indiciando, assim, a necessidade de desenvolvimento de medidas adicionais.

Os cenários de Redução de emissões adicionais definidos incluíram medidas relacionadas com a gestão do tráfego automóvel, com a combustão residencial e agrícola e com a lavagem de ruas, sendo o primeiro cenário (CR1) direccionado para os concelhos e aglomerações em incumprimento dos níveis de partículas em 2004 e o segundo (CR2) direccionado para a generalidade da Região Norte.

Da aplicação dos diferenciais de concentração entre o cenário Base e os cenários de Redução 1 e 2, constatou-se que a percentagem de melhoria na qualidade do ar conseguida não é suficiente para se cumprirem os parâmetros legais, no que respeita às partículas e ao ozono.

Salienta-se que as maiores reduções de emissões testadas nos cenários de redução se reportam ao sector do tráfego automóvel, sendo as restantes emissões significativamente maiores.

No entanto, dado que se verificou que o modelo, para o caso específico da Região Norte e para as emissões utilizadas como dados de entrada, não demonstra facilidade de simular as concentrações observadas, quer em termos de quantitativos, quer em termos qualitativos, considera-se que os resultados obtidos com a simulação dos cenários não devem ser considerados representativos. Para além disso, experiências semelhantes em trabalhos anteriores concluíram que a aplicação de medidas de mitigação de emissões na Região Norte conduz a melhorias significativas na qualidade do ar.

8. Conclusão

As directrizes técnicas e científicas para a elaboração do Plano de Melhoria da Qualidade do ar da Região Norte, apresentadas neste documento, expuseram a modelação de uma série de dados longa como principal inovação em relação a trabalhos anteriores realizados neste âmbito.

A utilização do modelo TAPM foi ponderada devido à sua rapidez no tratamento deste tipo de séries temporais, essencial em trabalhos desta natureza. No entanto, foram detectadas algumas dificuldades em simular as condições observadas, em termos qualitativos e quantitativos, devido, possivelmente, ao inventário de emissões utilizado, que, para aplicação com o modelo TAPM, deverá ser futuramente detalhado.

Dado que os Planos de Melhoria da Região Norte constituem um instrumento de gestão da qualidade do ar baseado em ultrapassagens anuais de valores limite legais, torna-se essencial a revisão do procedimento de inventariação de poluentes atmosféricos na Região Norte, de forma a poder utilizar-se o TAPM em trabalho futuro.

De acordo com a análise realizada às vantagens económicas e ambientais das medidas seleccionadas, a principal conclusão a reter é que são as medidas relacionadas com a gestão do tráfego ao nível dos veículos pesados antigos que mais eficácia revelam em termos de diminuição das emissões atmosféricas e, logo, em termos de abatimento de despesas com externalidades derivadas da poluição atmosférica.

Este trabalho permitiu, para além da definição de uma estratégia para a diminuição das emissões poluentes na Região Norte, a determinação de fragilidades no modelo TAPM, associadas possivelmente ao inventário de emissões utilizado. As conclusões obtidas constituem, assim, ferramentas importantes para a ponderação futura dos procedimentos mais eficazes para a gestão da qualidade do ar na Região Norte.

9. Trabalho futuro e recomendações

Face aos resultados obtidos com a modelação da qualidade do ar na Região Norte utilizando o TAPM, que sugerem a existência de fragilidades a vários níveis, lista-se um conjunto de recomendações para trabalho futuro.

Assim, deverá ser revisto o inventário de emissões utilizado neste trabalho, que deverá contar com as emissões provenientes de Espanha, nomeadamente das centrais térmicas localizadas na proximidade da fronteira com Portugal. Para além disso, uma revisão do procedimento de inventariação, objectivando-se um novo inventário regional, permitirá obter dados específicos da Região Norte, aproximando mais o inventário da realidade. Lembre-se que neste trabalho foram usadas emissões obtidas através de um processo de inventariação a nível nacional. As emissões da combustão doméstica deverão ser tratadas com maior acuidade, dado serem uma fonte significativa na região em estudo.

Deverá também ser conduzida uma análise de forma a determinar com clareza as concentrações de fundo da Região Norte, nomeadamente e especialmente a sua variação espacial, que não foi considerada na modelação realizada no presente trabalho.

Finalmente, as medidas de melhoria da qualidade do ar definidas no âmbito dos Planos de Melhoria não deverão ser tão fortemente direccionadas para o tráfego automóvel, dado que as emissões dos sectores doméstico, comercial e industrial são bastante representativas.

Referências

- AIR4EU, *First recommendations for best methods and techniques for conducting air quality assessment at regional/continental scale*, Agosto 2006
- Boavida, D., Jardim, D., Carreira, P., Ferreira, F., Tente, H., Mesquita, S., *Guia para a elaboração de Planos e Programas*, IA e DCEA-FCT/UNL, Lisboa, Julho 2004
- Borrego, C., Miranda, A.I., Amorim, J.H., Salmim, L., Santos, P., Carvalho, A.C., Tavares, R., Costa, A.M., Carvalho, A., Valente, J., *Avaliação do Impacte na Qualidade do Ar da Circulação de Transportes Públicos Movidos a Gás Natural na Cidade do Porto*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal, Fevereiro 2006c
- Borrego, C., Miranda, A.I., Martins, H., Ferreira, J., Sousa, S., *Identificação de medidas para a melhoria da qualidade do ar na Região Norte no que respeita ao ozono e seus precursores – Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte*, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, Portugal, Julho 2007
- Borrego, C., Miranda, A. I., Monteiro, A., Martins, H., Ferreira, F., Salmim, L., Sousa, S., Coutinho, M., Pereira, M., *Planos e Programas de acção para a melhoria da qualidade do ar na Região Norte – relatório síntese 2001-2003*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal, Dezembro 2006a
- Borrego, C., Miranda, A.I., Ginja, J., Coutinho, M., *Estado da Qualidade do Ar na Região Norte – 2004, Rede de Monitorização da Região Norte, Relatório R2*, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e IDAD, Portugal, Dezembro 2005
- Borrego, C., Miranda, A.I., Sousa, M., Sousa, S., Coutinho, M., *Estado da Qualidade do Ar na Região Norte – 2005, Identificação de medidas para a melhoria da qualidade do ar na Região Norte no que respeita ao ozono e seus precursores, Relatório R1*, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e IDAD, Portugal, Setembro 2006b
- Borrego, C., Miranda, A.I., Tchepel, O., Monteiro, A., Salmim, L., Ginja, J., Coutinho, M., Ribeiro, C., Bento, S., *Inventariação das Emissões de Poluentes Atmosféricos da Região Norte – Desenvolvimento do inventário "Top-Down". Relatório R1*, DAO, Universidade de Aveiro, Aveiro, Novembro 2003
- Borrego, C., Miranda, A.I., Tchepel, O., Monteiro, A., Salmim, L., Ginja, J., Coutinho, M., Ribeiro, C., Bento, S., *Inventariação das Emissões de Poluentes Atmosféricos da Região Norte – Desenvolvimento do inventário "Bottom-Up". Relatório R3*, DAO, Universidade de Aveiro e IDAD, Aveiro, Julho 2004
- Bris, F.J., Garnaud, S., Apperry, N., Gonzalez, A., Mouchel, J.M., Chebbo, G., Thevenot, D.R., *A street deposition sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment*, The Science of Total Environment 121, pp 229-237, 1999
- CAFE Working Group on Particulate Matter, *Second Position Paper on Particulate Matter - Final Draft*, 2004
- Calado, D. e Sá, E., *Aplicação de um modelo de qualidade do ar à Zona Centro Litoral*, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, 2007
- Carvalho, A., *A qualidade do ar e as alterações climáticas em Portugal*, dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, 2006

Caseiro, A., Pio, C., Puxbaum, H., Kasper-Giebl, A., Bauer, H., Schmidl, C., *Contribuição de queima de madeira no aerossol europeu*, Procedimentos da 9ª Conferência Nacional de Ambiente, Aveiro, Abril 2007

CE, *Guidance on the annexes to the Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC for the European Commission*, DG Environment, 2002

Chang, Y.M., Chou, C.M., Su, K.T., Tseng, C.H., *Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP*, Atmospheric Environment 39, pp 1891-1902, 2005

Chow, J.C., Watson, J.C., Egami, R.T., Frazier, C.A., Lu, Z., *Evaluation of regenerative air vacuum street sweeping on geological contributions to PM₁₀*, Journal of Air and Waste Management Association 40, pp 1134-1142, 1990

Coutinho, M., Ribeiro, C., Borrego, C., *Avaliação dos episódios de ozono em Julho e Agosto de 2003 na Região Sul de Portugal Continental*, Procedimentos da 9ª Conferência Nacional de Ambiente, Aveiro, Abril 2007

Cowherd, C., Muleski, G.E., Kinsey, J.S., *Control of open fugitive sources*, EPA-450/3-88-008, US EPA, Research Triangle Park, NC, 1998

Creilson, J.K., Fishman, J., Wozniak, A.E., *Intercontinental transport of tropospheric ozone: a study of its seasonal variability across the North Atlantic utilizing tropospheric ozone residuals and its relationship to the North Atlantic Oscillation*, Atmospheric Chemistry and Physics nr 3, pp 2053-2066, 2003.

Derwent, R., Collins, W., Johnson, C., Stevenson, D., *Global ozone concentrations and Regional Air Quality*, Environmental Science & Technology, pp 379A-382A, 1 Outubro 2002

Direcção Geral dos Recursos Florestais (DGRF), *Incêndios Florestais 2004 – relatório provisório (1 Janeiro a 10 Outubro)*, 14 Outubro 2004

Draxler, R., Stunder, B., Rolph, G., Taylor, A., *HYSPLIT4 User's Guide, Version 4.7*, Novembro 2005

EEA, *Air Pollution by ozone in Europe in summer 2004*, EEA Technical report nr 3/2005, Copenhaga, 2005

EEA, *Criteria for EUROINET: The EEA Air Quality Monitoring and Information Network*. EEA, Technical Report No 12, Copenhaga, 1999. Web site: <http://reports.eea.eu.int/TEC12/en/tech12.pdf>.

Evtugina, M., Nunes, T., Correia Marques, M., *Poluição fotoquímica em áreas rurais do nordeste transmontano*, actas da 9ª Conferência Nacional do Ambiente, Aveiro, Abril 2007

Ferreira, F., Gomes, P., Pereira, P., Nogueira, L., Santos, F., *Avaliação do impacte nos níveis de partículas inaláveis resultante do reforço das lavagens na Avenida da Liberdade*, DCEA-FCT/Universidade Nova de Lisboa, CCDR-LVT e CML, Lisboa, Fevereiro 2006

Ferreira, F., Nogueira, L., Almeida, C., Tente, H., Martins, A., Monjardino, J., Neto, J., Franco, N., Pereira, P., Gomes, P., Mesquita, S., Ferreira, V.G., Maciel, H., Torres, P., *Planos e Programas para a melhoria da Qualidade do Ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, Relatório Final*, DCEA-FCT/Universidade Nova de Lisboa, CCDR-LVT e INVENTAR, Lisboa, Junho 2005

Ferreira, J., *Relação Qualidade do Ar e exposição humana a poluentes atmosféricos*, dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, 2007

Hurley, P. J., *The Air Pollution Model (TAPM) Version 3, Part 1: Technical Description*, CSIRO, 2005

IDAD, *Formação Básica Sobre a aplicação do Modelo TAPM*, Janeiro 2005

Instituto do Ambiente, *Delimitação de Zonas e Aglomerações para Avaliação da Qualidade do Ar em Portugal*, Outubro 2001

Instituto do Ambiente/Universidade Nova de Lisboa/Centro de Estudos em Economia da Energia, dos Transportes e do Ambiente *Programa para os Tectos de Emissão Nacional, Estudos de Base: Cenário de cumprimento da Directiva 2001/80/CE*, Maio 2004a

Instituto do Ambiente/Universidade Nova de Lisboa, *Programa para os Tectos de Emissão Nacional, Estudos de base: Medidas para o controlo das emissões nacionais de COVNM*, Maio 2004b

Instituto do Ambiente, *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2003*, 2005

Ketzel, M., et al., *Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for street pollution modelling*, Proceedings of the 5th International Conference on Urban Air Quality, eds. Ranjeet Sokhi, Millán M Millán and Nicolas Moussiopoulos, Proceedings in CD-Rom. Valencia, Espanha, 29-31 Março 2005

Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGown, M., Bartin, K., Pitchford, M., *Vehicle-based road dust emission measurement – Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads*, Atmospheric Environment, vol. 37, pp 4573-4582, 2003.

Mauzerall, D.L., Sultan, B., Namsoug, K., Bradford, D.F., *NO_x emissions from large point sources: variability in ozone production, resulting health damages and economic costs*, Atmospheric Environment nr 39, pp 2851-2866, 2005

Metro do Porto, *Relatório e contas 2006*, Porto, 2007

Monteiro, A. *Desenvolvimento de um sistema de avaliação e previsão da qualidade do ar em Portugal*, dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, 2007

Nascimento, T. e Duarte, L., *Portagens retiram 40,4 milhões de carros por ano em Lisboa*, Água e Ambiente nº 101, Abril 2007

Nickovic, S., Kallos, G., Papadopoulos, A., Kakaliagou, O., *A model for prediction of desert dust cycle in the atmosphere*, Journal of Geophysical Research, nº 106, pp 18113-18130, 2001

Pinho, P., Alves, B., Malafaya, F., Antunes, A.C., Neto, F., Bahia, A., Guimarães, M., *Desenvolvimento Sustentável do Concelho da Maia – Plano estratégico*, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 30 Setembro 2001

Pio, C.A., *Poluição Atmosférica II*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, 1988

Pio, C.A., Ramos, M.M., Duarte, A.C., *Atmospheric aerosol and soiling of external surfaces in an urban environment*, Atmospheric Environment, vol. 32, nr 11, pp 1979-1989, 1998

Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Vliana M., Artinano, B., Salvador, P., Mantilla, E., Garcia do Santos, S., Fernández Patier, R., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A. and Menéndez, M., *Levels of PM in rural, urban and industrial sites in Spain*. Seventh International Highway & Urban Pollution Symposium, Barcelona, 20-23 May 2004

Rodriguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Kallos, G., Kakaliagou, O., *Saharan dust contributions to PM₁₀ and TSP levels in Southern and Eastern Spain*, Atmospheric Environment nr 35 (14), 2433-2447, 2001

Rodríguez, S.G., *Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric particulate matter in the Western Mediterranean*, Tese de doutoramento apresentada à Universidade Politécnica da Catalunha, 2002

Roselle, S.J., Schere, K.L., *Modeled response of photochemical oxidants to systematic reductions in anthropogenic volatile organic compound and NO_x emissions*, Journal of Geophysical Research nr 100, pp 22929-22941, 1995

Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., *Atmospheric Chemistry and Physics, from Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons, Inc., EUA, 1998

Sillman, S., *The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments*, Atmospheric Environment nr 33, pp 1821-1845, 1999

Tchepel, O. A., *Modelo de emissões para apoio à decisão na Gestão da Qualidade do Ar*, dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente

Tong, D.Q., Muller, N.Z., Mauzerall, D.L., Mendelsohn, R.O., *Integrated Assessment of the spatial variability of ozone impacts from emissions of nitrogen dioxides*, Environmental Science & Technology, vol. 40, nr 5, pp 1395-1400, 2006

US EPA, *Automobiles and ozone*, Fact Sheet OMS-4, Janeiro 1993

Vaze, J., Chiew, S., *Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface*, Urban Water 4, pp 379-389, 2002

Wang, X., Mauzerall, D.L., *Characterizing distributions of surface ozone and its impact on grain production in China, Japan and South Korea: 1990 and 2020*, Atmospheric Environment nr 38, pp 4383-4402, 2004

URL 1: *International Herald Tribune*: <http://www.ihf.com/articles/2005/09/20/news/air.php>

URL 2: *United States Geological Survey*: http://coastal.er.usgs.gov/african_dust

URL 3: *Instituto Nacional de Estatística*: <http://www.ine.pt>

URL 4: *Barcelona Supercomputer Center – Dream*:

http://www.bsc.es/projects/earthscience_DREAM/

URL 5: *Total Ozone Mapping Spectrometer*:

http://toms.gsfc.nasa.gov/aerosols/aerosols_v8.html

URL 6: *HYSPLIT Online Transport and dispersion model*:

<http://arl.noaa.gov/ready/open/hysplit4.html>

URL 7: *Organização Meteorológica Mundial*: <http://www.wmo.ch>

URL 8 e 9: *Estudo sobre os corredores bus na cidade do Porto*:

http://www.clipping.mediamonitor.pt/pdfTemp/etn_3754479_314_0.pdf

http://www.clipping.mediamonitor.pt/pdfTemp/etn_3754580_314_0.pdf

URL 10: *Partilha de automóveis*: www.deboleia.com

URL 11: *Transportation for London*: <http://www.tfl.gov.uk/tfl/low-emission-zone>

URL 12: *Associação Portuguesa do Veículo a Gás Natural*: www.apvgn.pt

URL 13: *Hearth, Patio & Barbecue Association*: <http://www.hpba.org>

URL 14: *WAM Foam*: <http://www.veidekke.no/english/businessareas/industry/lowtemperatureasphalt/>

URL 15: *Previsão da Qualidade do ar UA*: http://www2.dao.ua.pt/gemac/previsao_qaR/

URL 16: *Previsão da Qualidade do ar FCT*: <http://www.prevqualar.org/home.do>

ANEXO A

*ENUMERAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS EPISÓDIOS
DE EXCEDÊNCIAS AO VL + MT DE PM_{10} EM 2004*

Quadro A.1: Períodos do ano de 2004 em que se verificaram excedências ao VL+ MT em três ou mais estações de monitorização.

Episódio	Data das excedências	Estações com excedências	Observações (Concentrações em $\mu\text{g.m}^{-3}$)
1	4-6 Jan 04	ES, V, C, LB, M, SH, ER, VC, PER, B	51< PM ₁₀ <72
2	15-16 Jan 04	ES, V, VNT, C, LB, M, PER, SH, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <86
3	19-24 Jan 04	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	53< PM ₁₀ <137
4	29 Jan 04	ES, PER, A, B, VC, PAR	51< PM ₁₀ <83
5	2 - 18 Fev 04	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <169 (muitos valores acima de 100)
6	3-6 Mar 04	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC,	51< PM ₁₀ <109
7	9 Mar 04	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, PAR	61< PM ₁₀ <86
8	15-20 Mar 04	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <142
9	5-8 Abr 04	ES,V,VNT,C,LB, M, SH,A, B, ER, VC,	51< PM ₁₀ <83
10	12 Abr	LB, A, B	54< PM ₁₀ <58
11	15-16 Abr	ES, V, C, M, SH, A, B, ER, VC, PAR	52< PM ₁₀ <146
12	25-28 Abr	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <132
13	11-12 Mai	ES, C, M, B	52< PM ₁₀ <96
14	14-15 Mai	ES, V, C, M, SH, B, VC	52< PM ₁₀ <153
15	17-21 Mai	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <190
16	2-3 Jun	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, VC, PAR	51< PM ₁₀ <182
17	12-18 Jun	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <146
18	28 Jun – 3 Jul	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, A, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <89
19	5-6Jul	C, M, A, B, VC, PAR	51< PM ₁₀ <83
20	13-16 Jul	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <100
21	23-28 Jul	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, CL, PAR	53< PM ₁₀ <102
22	31 Jul – 1Ag	ES,V,VNT,C,LB, M, SH,A, B, ER, CL, PAR	51< PM ₁₀ <71
23	26-27 Ag	ES, V, M, A, B, VC	51< PM ₁₀ <79
24	3-4 Set	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC,	52< PM ₁₀ <89
25	8 Set	ES, B, VC	54< PM ₁₀ <62
26	17 Set	ES, V, C, LB, M, A, VC	52< PM ₁₀ <71
27	20 Set a 4 Out	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <172
28	6-8 Out	ES,V,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC,	55< PM ₁₀ <107
29	12-13 Nov	ES, C, LB, M, SH, A, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <75
30	16-20 Nov	ES,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <99
31	23-26 Nov	ES,VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, PAR,	51< PM ₁₀ <87
32	3-4 Dez	C, LB, M, A, E, PAR	52< PM ₁₀ <66
33	7-10 Dez	ES, C, LB, M, SH, A, B, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <92
34	14-17 Dez	ES, VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	57< PM ₁₀ <114
35	23-24 Dez	ES, VNT,C,LB, M,PER, SH,A, B, ER, VC, CL, PAR	51< PM ₁₀ <94
36	30-31 Dez	ES, VNT, C, LB, M, PER, A, ER, VC, CL, PAR	52< PM ₁₀ <86

(ANT - Antas, BOA - Boavista, CUS - Custóias, ERM - Ermesinde, ESP - Espinho, LB – Leça do Balio, SH - Senhora da Hora, PAR – Paredes, PER - Perafita, VER - Vermoim, VC - Vila do Conde, VT- Vila Nova da Telha, MAT – Matosinhos)

Quadro A.2: Dados para a caracterização dos episódios de ultrapassagem do VL+MT quanto à sua possível origem para o ano de 2004.

Data das excedências	Incêndios	Aerossóis visíveis (NASA)	Dispersão de aerossóis (DREAM)	Retrotrajectórias (Hysplit)	Origem do episódio
4-6 Jan	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
15-16 Jan	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
19-24 Jan	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
29 Jan	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
3-18 Fev	Não	Não	Dias 2, 3, 4 e 5: Não Dias 6, 7, 8 e 9: Sim	Dias 4, 5, 10, 13 e 14: Possível transporte de África, mas com dúvidas Dias 6, 7, 8, 9, 11 e 12: Possível transporte de África	Dias 2, 3, 4, 5 e 10-18: Causa provavelmente antropogénica Dias 6, 7, 8 e 9: Causa provavelmente natural (Norte de África)
3-6 Mar	Não	Não	Dia 5: Sim	Dias 5 e 6: Possível transporte de África, mas com dúvidas	Dias 3, 4 e 6: Causa provavelmente antropogénica Dia 5: Causa provavelmente natural (Norte de África)
9 Mar	Não	Não	Sim	Possível transporte de África, mas com dúvidas	Causa provavelmente natural (Norte de África)
15-20 Mar	Não	Não	Dias 15, 18-20: Não Dias 16 e 17: Sim	Dias 15, 18-20: Não vêm de África Dias 16 e 17: Não vem de África, mas passam muito perto	Dias 15, 18-20: Causa provavelmente antropogénica Dias 16 e 17: Causa provavelmente natural (Norte de África)
5-8 Abr	Não	Não	Não	Dias 5-7: Não vêm de África Dia 8: Possível transporte de África	Causa provavelmente antropogénica
12 Abr	Não	Não	Não	Possível transporte de África	Causa provavelmente antropogénica
15-16 Abr	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
25-28 Abr	Vila Real (dias 25 e 26)	Dias 26 e 28: Não Dias 25 e 27: Alguma coisa	Não	Não vêm de África Dias 26 a 28: Provável influência do Incêndio de Vila Real (Montalegre)	Dia 25: Causa provavelmente antropogénica Dias 26 a 28: causa provavelmente natural (incêndios)
11-12 Mai	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
14-15 Mai	Não	Dia 15: Sim	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
17-21 Mai	C. Branco (dia 19)	Dia 17, 20, 21: Sim Dias 18 e 19: Não	Dias 17-19: não Dias 20-21: sim	17 - 20: Não vêm de África 21- Possível transporte de África	Dias 17 e 18: Causa provavelmente antropogénica Dia 19: causa

				19 - Provável influência do Incêndio de C. Branco	provavelmente natural (incêndios) Dias 20 e 21: causa provavelmente natural (Norte de África)
2-3 Jun	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
12-18 Jun	C.Branco e Portalegre (dia 12), Beja (dia 13), Vila Real (dia 15), Guarda (dia 16), Bragança (dias 17 e 18) e C.Branco (dia 18)	12-15, 17 e 18: Não Dia 16: Sim	Dias 12 e 13: Sim Dia 14-18: Não	Não vêm de África Dia 15 - Provável influência do Incêndio de Vila Real	12-14, 16-18: Não há influência de incêndios, causa provavelmente antropogénica Dia 15: causa provavelmente natural (incêndios)
28 Jun – 3 Jul	Bragança, Beja, Évora e Santarém (dia 29), Viana do Castelo e Santarém (dia 3)	28-2: Não 3: sim	Não	Não vêm de África Dia 3 - Provável influência do Incêndio de V. Castelo	28-2: Não há influência de incêndios, causa provavelmente antropogénica. Dia 3: causa provavelmente natural (incêndios)
5-6 Jul	Guarda (dia 5) Beja e Setúbal (dia 6)	5- Alguma coisa 6 - não	5- Alguma coisa 6 - não	Não vêm de África	Não há influência de incêndios. Causa provavelmente antropogénica
13-16 Jul	Santarém (dias 13 e 14), Bragança (dias 13 e 15), Guarda (dia 14) e Vila Real (dia 15), Guarda e Castelo Branco (dia 16)	Dias 13 e 15: Sim Dia 14: Não	Não	Não vêm de África Dia 14: Provável influência do incêndio de dia 13 em Macedo de Cavaleiros. Dia 15: Provável influência dos incêndios de dia 15 em Torre de Moncorvo e em Sabrosa.	Dias 13 e 16: Não há influência dos incêndios. Causa provavelmente antropogénica. Dias 14-15: causa provavelmente natural (incêndios)
23-28 Jul	Guarda (dias 24-26) Viseu (dias 24-27) Évora (dias 24 e 26), Vila Real e V. Castelo (dias 25 e 27), Setúbal (dia 25), Santarém e Beja (dias 25 e 26), Braga, Lisboa, Leiria e C. Branco (dia 26) e Bragança (dias 26 e 27), Vila Real e Guarda (28)	Dia 26 e 28: Não Outros dias: Sim	Dia 28: Não Outros dias: Sim	Não vêm de África Dia 25: Provável influência do incêndio de dia 25 em V. Castelo (V.C.) Dia 26: Provável influência do incêndio de dia 26 em Braga (Guimarães) Dia 27: Provável influência dos incêndios de dia 26 em Braga (Guimarães) e dia 27 em Viana do Castelo (Arcos de Val.)	Dias 23- 24: Não há influência dos incêndios. Causa provavelmente natural (Norte África). 25-27: Causa provavelmente natural e dupla (fogos e África) Dia 28: Não há influência dos incêndios. Causa provavelmente antropogénica.
31 Jul – 1 Ago	Guarda (dias 31 e 1) C. Branco (dia 31)	Não	Não	Não vem de África	Não há influência de incêndios. Causa provavelmente antropogénica
26-27 Ago	Guarda (dia 27)	Não	Dia 26: Sem dados Dia 27: Sim	Não vêm de África	Não há influência de incêndios. Causa provavelmente antropogénica.
3-4 Set	Não	3 – Não 4- Possível	3 – Não 4 - Sim	Dia 3 - Não vêm de África Dia 4 - Possível transporte de África	3 - Causa provavelmente antropogénica 4- Origem provavelmente natural (África)

8 Set	Não	Não	Sim	Possível transporte de África	Origem provavelmente natural (África)
17 Set	Não	Não	Não	Não vêm de África	Causa provavelmente antropogénica
20Set – 4 Out	Vila Real (dias 26 e 28/9) Guarda (dias 29/9 e 1/10)	Não	Dia 3/10: Alguma coisa Dias 23 e 24/9 e 4/10: Sim	Não vêm de África	Dias 26 e 27: Influência do incêndio de dia 26 em Vila Real (V.P. Aguiar) Outros dias: causa provavelmente antropogénica
6-8 Out	Não há dados	Não	Dia 7: Sim Dia 6, 8: Não	Dia 7: Possível transporte de África, mas com dúvidas Dia 6, 8: Não vêm de África	Se não houver fogos: Dia 7: Causa provavelmente natural (Norte África). Dia 6 e 8: Causa provavelmente antropogénica
12-13 Nov	Não há dados	Não	Não	Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
16-20 Nov	Não há dados	Não	Não	Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
23-26 Nov	Não há dados	Não	Não	Possível transporte de África, mas com dúvidas	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
3-4 Dez	Não há dados	Não	Não	3- Possível transporte de África 4 - Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
8-10 Dez	Não há dados	Não	Não	7- Não vêm de África 8-10 Possível transporte de África, mas com dúvidas	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
14-17 Dez	Não há dados	Não	Não	14: Possível transporte de África 15-17: Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
23-24 Dez	Não há dados	Não	Não	Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica
30- 31 Dez	Não há dados	Não	Não	Não vêm de África	Se não houver fogos: Causa provavelmente antropogénica

ANEXO B

EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA REGIÃO NORTE

B.1. Tráfego automóvel

De acordo com o Inventário de Emissões Atmosféricas da Região Norte (Borrego *et al*, 2003), os concelhos com maiores emissões de tráfego (em linha) são Matosinhos, Porto, Maia, Vila do Conde, Santa Maria da Feira e S. João da Madeira. Na figura B.1 apresenta-se a distribuição espacial das emissões do tráfego automóvel associadas às principais vias de tráfego na Região Norte.

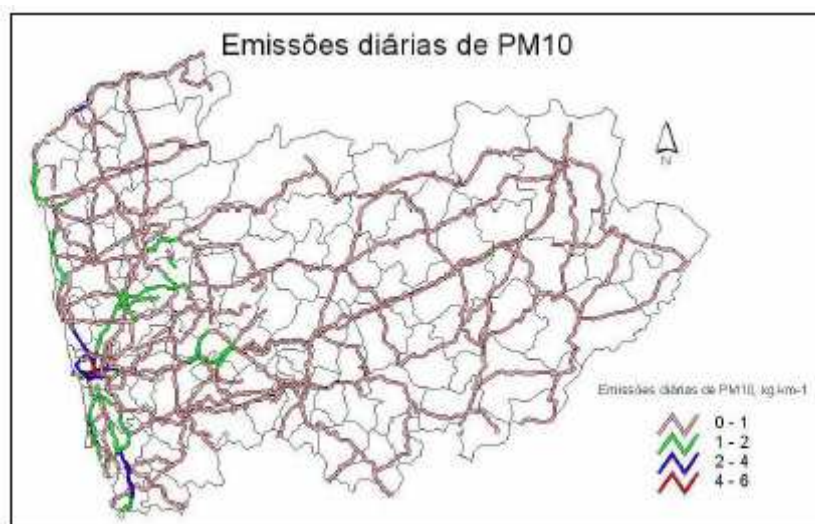


Figura B.1: Distribuição espacial das emissões de PM₁₀, em kg.km⁻¹, na área da CCDR-N, calculadas através do modelo TREM (Borrego *et al*, 2003)

Tentando uma maior abrangência de informação relativa às emissões do tráfego automóvel, não baseada unicamente nas principais fontes em linha, analisou-se o número de veículos registados em cada concelho da Região Norte. De acordo com o Instituto de Seguros de Portugal (URL 1), os concelhos com maior número de veículos registados são V.N. Gaia, Porto, Matosinhos, Guimarães, S.M. Feira, V.N. Famalicão, Gondomar e Maia (Figura B.2). O maior número de veículos por km² regista-se no Porto, em S.J. Madeira, em Matosinhos, em Espinho e em V.N. Gaia. O número de veículos por habitante é maior nos concelhos da Maia, Espinho, Santo Tirso, V.N. Famalicão e S.M. Feira.

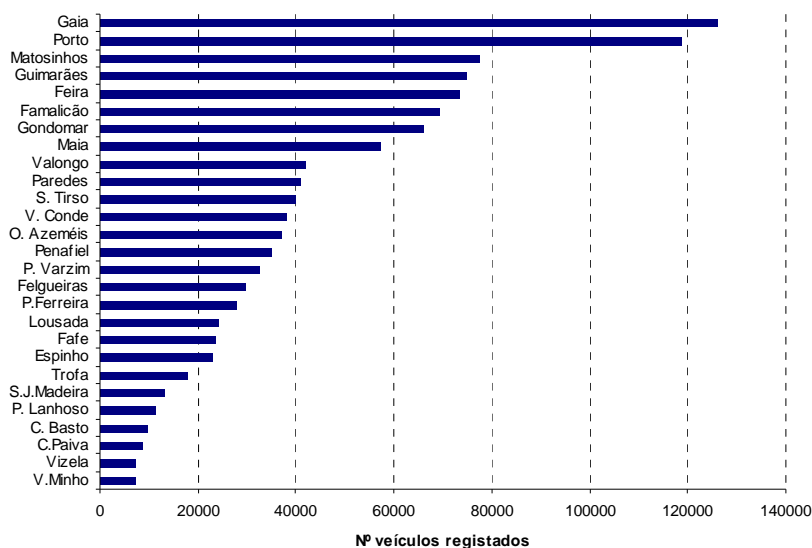


Figura B.2: Parque automóvel seguro nos 27 concelhos das Aglomerações Porto Litoral, Vale do Ave e Vale do Sousa em 2005 (URL 1)

Os veículos que mais contribuem para as emissões de PM₁₀ do tráfego são os pesados de mercadorias, autocarros e ligeiros (Figura B.3).

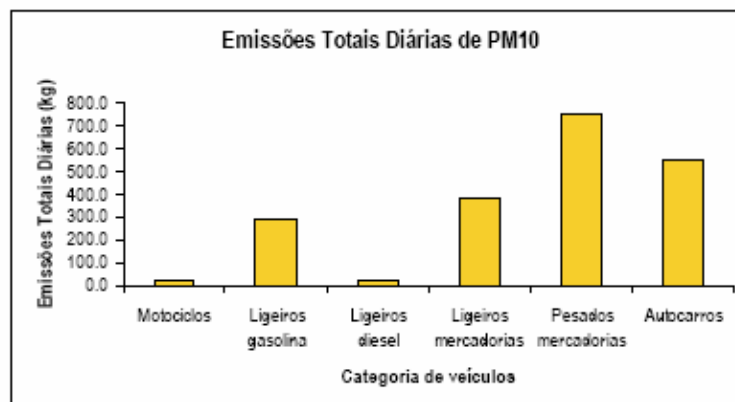


Figura B.3: Emissões totais diárias de partículas, em kg, por categoria de veículos (Borrego *et al*, 2003)

B.2. Indústria

As fontes industriais são inventariadas de acordo com os critérios de monitorização. Na Região Norte, 25% das emissões de partículas industriais são devidas às grandes fontes pontuais, em Matosinhos (Petrogal), Gondomar (Turbogás), Viana do Castelo (Portucel) e Maia (Siderurgia Nacional).

Na figura B.4 apresenta-se a distribuição espacial das fontes industriais da Região Norte, de acordo com os dados do auto-controlo de emissões atmosféricas recebidos pela CCDR-N. Os concelhos com maior número de fontes industriais são Famalicão, Guimarães, Santa Maria da Feira e Vila Nova de Gaia.

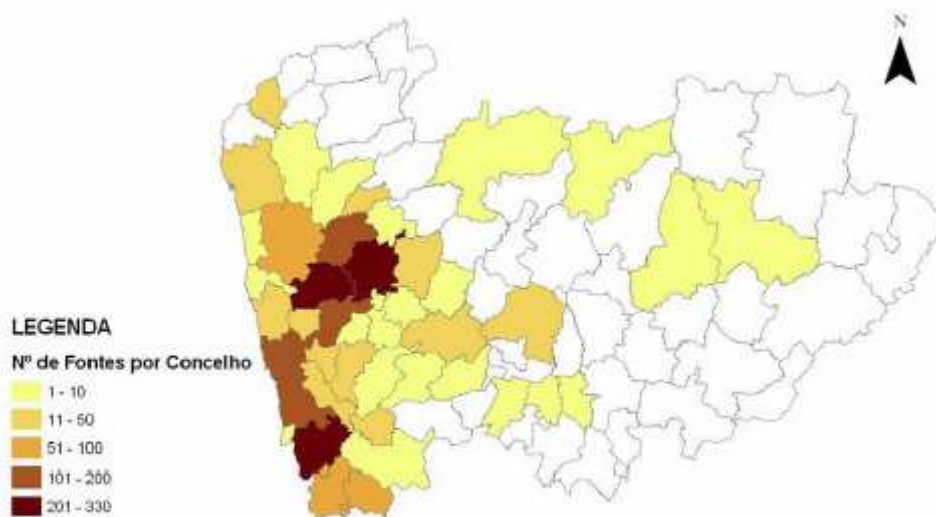


Figura B.4: Distribuição espacial das fontes industriais na Região Norte (Borrego *et al*, 2003)

Relativamente às ultrapassagens do Valor Limite de Emissão (VLE) de Partículas, estas acontecem principalmente nos sectores metalúrgico, da madeira e da cortiça (figura B.5).

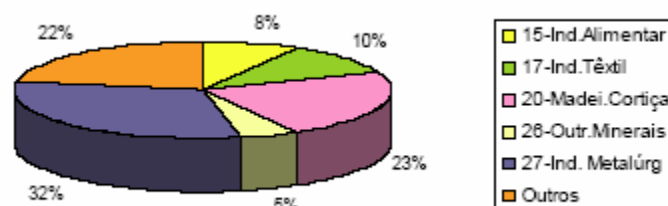


Figura B.5: Sectores de actividade responsáveis pelas ultrapassagens do VLE nas partículas (Borrego *et al*, 2003)

As maiores emissões de partículas, em termos de caudal, verificam-se nos concelhos de S. J. Madeira, V.N. Gaia, S.M. Feira, V.N. Famalicão e Guimarães (figura B.6).



Figura B.6: Distribuição espacial do caudal mássico de partículas com origem nas fontes industriais na Região Norte (Borrego *et al*, 2003)

Os sectores industriais responsáveis pelas maiores emissões de partículas são o metalúrgico, da madeira, da cortiça e têxtil (figura B.7).

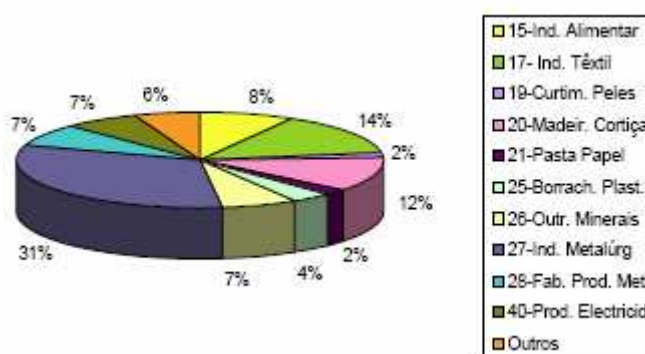


Figura B.7: Distribuição do caudal mássico de emissão de partículas por sector de actividade (Borrego *et al*, 2003)

Referências

Borrego, C., Miranda, A.I., Tchepel, O., Monteiro, A., Salmim, L., Ginja, J., Coutinho, M., Ribeiro, C., Bento, S., *Inventariação das Emissões de Poluentes Atmosféricos da Região Norte – Desenvolvimento do inventário "Top-Down". Relatório R1*, DAO, Universidade de Aveiro, Aveiro, Novembro 2003

URL 1: Instituto de Seguros de Portugal: <http://www.isp.pt>

ANEXO C

*ANÁLISE DE CUSTOS E BENEFÍCIOS DE POLÍTICAS E
MEDIDAS*

C.1. Dados e cálculos prévios

Quadro C.1: Distância percorrida, por ano, por cada tipo de veículo em estudo, e respectivos factores de emissão de PM₁₀, NO_x e COVNM para 2010 (Fontes: adaptado de IA, 2004 **, STCP, 2005⁺; adaptado de Rodrigues, N. *et al*, 2006⁺⁺, adaptado de Borrego, C. *et al*, 2006[#]; Ferreira, F., *et al*, 2005^{##})

Tipo de veículo	Distância percorrida (km/veículo/ano)	PM ₁₀	NO _x	COVNM
Pesado mercadorias	50 638 **	2,084 ^{##}	3,013 **	0,546 **
Ligeiro (gasolina, gasóleo e GPL)	16 001 **	0,024 ^{##}	0,413 **	0,150 **
Autocarro STCP a gasóleo	32 665 +	0,63 [#]	14,87 [#]	0,254 [#]
Autocarro STCP a gás natural		0,03 [#]	3,93 [#]	0,605 [#]
2 Rodas	18 051 **	-	0,081 **	4,179 **
Recolha de RSU	18 142 **	2,084 ^{##}	3,013 **	0,546 **

Notas: os FE dos autocarros da STCP são relativos ao ano 2007; consideram-se os FE dos veículos de recolha de RSU iguais aos dos pesados de mercadorias.

Quadro C.2: Parque automóvel de cada concelho em estudo previsto para 2010 (Fonte: adaptado de URL#1).

Concelho	Nº pesados mercadorias	Nº ligeiros	Nº autocarros	Nº veículos recolha RSU	Nº veículos de 2 rodas
Maia	717	59 060	75	20	3 860
Matosinhos	849	81 957	34	21	4 532
Porto	959	130 727	124	60	4 949
Valongo	444	43 782	28	17	2 532
V. Conde	520	34 261	47	16	5 962
Paredes	540	37 190	129	4	5 642
Guimarães	843	75 654	69	23	5 350
Famalicão	989	67 897	74	11	6 380
Braga	1064	86 311	96	32	4 070
Vila Real	339	27 976	11	1	1 986
V. Castelo	527	43 438	33	17	4 036

Os dados disponibilizados pelo Instituto de Seguros de Portugal (ISP) reportam-se ao ano de 2005. Para se determinarem os resultados para o ano 2010, usaram-se dados de previsão do PTEN (Programa para os Tectos de Emissão Nacionais - IA, 2004) para a variação do número do tipo de veículos em questão entre os anos de 2000 e 2010: entre 2002 e 2010 foram previstos aumentos de 21,1% para os veículos pesados de mercadorias, 31,4% para os ligeiros de passageiros e 5,5% para os motociclos. Não se dispoñdo de informação em relação aos autocarros urbanos e aos veículos de recolha de resíduos sólidos urbanos (RSU), supõe-se que nenhum dos dois grupos sofre variação no tamanho da frota. O número e idade dos veículos de recolha de RSU foram obtidos por consulta directa às câmaras municipais, serviços municipalizados e dados do Instituto de Seguros de Portugal (ISP).

Quadro C.3: Emissão de PM₁₀, NOx e COVNM pelo tráfego automóvel em cada concelho em estudo em 2010, estimada com base nas respectivas frotas

Emissão de PM₁₀ (ton)						
Concelho	Pesados mercadorias	Ligeiros	Autocarros	Recolha RSU	2 Rodas	Total do tráfego
Maia	75,7	22,7	1,5	0,8	-	100,6
Matosinhos	89,6	31,5	0,7	0,8	-	122,6
Porto	101,2	50,2	2,6	2,3	-	156,2
Valongo	46,9	16,8	0,6	0,6	-	64,9
V. Conde	54,8	13,2	1,0	0,6	-	69,6
Paredes	57,0	14,3	2,7	0,2	-	74,1
Guimarães	88,9	29,1	1,4	0,9	-	120,3
Famalicão	104,4	26,1	1,5	0,4	-	132,4
Braga	112,3	33,1	2,0	1,2	-	148,7
Vila Real	35,8	10,7	0,2	0,0	-	46,8
V. Castelo	55,6	16,7	0,7	0,6	-	73,6
Emissão de NOx (ton)						
Concelho	Pesados mercadorias	Ligeiros	Autocarros	Recolha RSU	2 Rodas	Total do tráfego
Maia	109,4	390,3	36,4	1,1	5,6	542,8
Matosinhos	129,5	541,6	16,5	1,1	6,6	695,4
Porto	146,3	863,9	60,2	3,3	7,2	1081,0
Valongo	67,8	289,3	13,6	0,9	3,7	375,4
V. Conde	79,3	226,4	22,8	0,9	8,7	338,1
Paredes	82,4	245,8	62,7	0,2	8,2	399,3
Guimarães	128,6	499,9	33,5	1,3	7,8	671,1
Famalicão	151,0	448,7	35,9	0,6	9,3	645,5
Braga	162,4	570,4	46,6	1,7	6,0	787,1
Vila Real	51,7	184,9	5,3	0,1	2,9	244,9
V. Castelo	80,4	287,1	16,0	0,9	5,9	390,3
Emissão de COVNM (ton)						
Concelho	Pesados mercadorias	Ligeiros	Autocarros	Recolha RSU	2 Rodas	Total do tráfego
Maia	19,8	141,8	0,6	0,2	291,2	453,6
Matosinhos	23,5	196,7	0,3	0,2	341,9	562,6
Porto	26,5	313,8	1,0	0,6	373,3	715,2
Valongo	12,3	105,1	0,2	0,2	191,0	308,8
V. Conde	14,4	82,2	0,4	0,2	449,7	546,9
Paredes	14,9	89,3	1,1	0,0	425,6	530,9

Guimarães	23,3	181,6	0,6	0,2	403,6	609,3
Famalicão	27,4	163,0	0,6	0,1	481,2	672,3
Braga	29,4	207,2	0,8	0,3	307,0	544,7
Vila Real	9,4	67,1	0,1	0,0	149,8	226,4
V. Castelo	14,6	104,3	0,3	0,2	304,5	423,8

Quadro C.4: Custos das externalidades causadas pelo tráfego automóvel em Portugal (Fonte: EEA, 2001)

Tipo de veículo	Custos externos
Pesado mercadorias	79 €/1000 tkm ¹
Ligeiro	61 €/1000 pkm ²
Autocarro urbano	16 €/1000 pkm

Os custos externos apresentados incluem aqueles relacionados com a poluição sonora e atmosférica, as alterações climáticas, os efeitos negativos em áreas urbanas e na natureza e paisagens, os acidentes rodoviários e os processos a montante e a jusante (EEA, 2001).

¹ tkm significa "tonelada-quilómetro" e representa o número de toneladas transportadas pelos pesados de mercadorias multiplicado pelo número de quilómetros que eles percorrem.

² pkm significa "passageiro-quilómetro" e representa o número de passageiros de cada veículo multiplicado pelo número de quilómetros que eles percorrem.

C.2. Renovação das frotas de veículos de recolha de RSU (introdução de FP em veículos Pré-Euro, Euro I e Euro II)

Quadro C.5: Dados de entrada e outras considerações para a análise da medida de introdução de FP+SRGE em veículos antigos de recolha de RSU.

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Nº de veículos de recolha de RSU dos concelhos em análise (dados recolhidos para os 12 municípios com estações de monitorização em incumprimento)	223	-
Quantidade desses veículos que são Pré-Euro, Euro I e Euro II	183 (82%)	
Número de quilómetros que os veículos viajam por ano	4 045 630 km/ano	Rodrigues, N. <i>et al</i> , 2006
Número de quilómetros que cada veículo viaja por ano	18 142 km/ano	-
Redução nas emissões de PM ₁₀ e NOx pela instalação de FP+SRGE	90% e 50%, respectivamente	Volvo, 2005
Custo de um FP+SRGE	15 000 €	
Custos adicionais de um FP para veículos EURO II (correspondem a despesas com um maior consumo de gasóleo e com a limpeza do FP duas vezes por ano)	0,02-0,05 €/vkm	Ntziachristos, L., Samaras., Z., 2005

Quadro C.6: Redução estimada nas emissões de PM₁₀ e NOx nos concelhos em análise em 2010, como consequência da introdução da medida de renovação das frotas dos veículos de recolha de RSU

Concelho	Nº veículos de recolha RSU antigos	Emissão do tráfego total do concelho, com a medida (ton)		Redução nas emissões (%)	
		PM ₁₀	NOx	PM ₁₀	NOx
Maia	20	100,0	542,3	0,7	0,10
Matosinhos	11	122,2	695,1	0,3	0,04
Porto	60	154,2	1079,3	1,3	0,15
Valongo	12	64,5	375,0	0,6	0,09
V. Conde	16	69,0	337,7	0,8	0,13
Paredes	4	73,9	399,2	0,2	0,03
Guimarães	16	119,7	670,7	0,5	0,07
Famalicão	7	132,2	645,3	0,2	0,03
Braga	23	147,9	786,5	0,5	0,08
Vila Real	1	46,8	244,9	0,1	0,01
V. Castelo	12	73,2	390,0	0,6	0,08

Quadro C.7: Custos estimados decorrentes da aplicação da medida de introdução de FP+SRGE em veículos antigos de recolha de RSU no ano 2010.

Concelho	Custos com filtros (Milhares €)	Custos adicionais (Milhares €)
Maia	300	12,7
Matosinhos	165	7,0
Porto	900	38,1
Valongo	180	7,6
V. Conde	240	10,2
Paredes	60	2,5
Guimarães	15	0,6
Famalicão	240	10,2
Braga	105	4,4
Vila Real	345	14,6
V. Castelo	15	0,6

C.3. Diminuição da percentagem de veículos pesados de mercadorias em circulação nos centros urbanos

Quadro C.8: Dados de entrada e outras considerações para a análise da medida de diminuição da percentagem de pesados de mercadorias em circulação nos centros urbanos

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Diminuição do número de veículos pesados de mercadorias em circulação	50%	
Local de implementação da medida	Centros urbanos	-
Número de dias por ano de aplicação da medida	365	
Carga média transportada por pesado de mercadorias por ano em Portugal (previsão para 2010)	10 ton/veículo/ano	IA, 2004

Quadro C.9: Redução estimada nas emissões de PM₁₀, NOx e COVNM nos concelhos em análise em 2010, como consequência da diminuição da percentagem de veículos pesados de mercadorias em circulação nos centros urbanos

Concelho	Emissão do tráfego total do concelho, com a medida (ton)	Redução nas emissões* (%)
----------	--	---------------------------

	PM ₁₀	NOx	COVNM	PM ₁₀	NOx	COVNM
Maia	62,8	488,2	443,7	18,8	5,0	1,1
Matosinhos	77,8	630,7	550,8	18,3	4,7	1,0
Porto	105,6	1007,8	702,0	16,2	3,4	0,9
Valongo	41,5	341,5	302,6	18,1	4,5	1,0
V. Conde	42,1	298,5	539,7	19,7	5,9	0,7
Paredes	45,6	358,1	523,5	19,2	5,2	0,7
Guimarães	75,8	606,8	597,6	18,5	4,8	1,0
Famalicão	80,2	570,0	658,6	19,7	5,8	1,0
Braga	92,5	705,9	530,0	18,9	5,2	1,4
Vila Real	28,9	219,0	221,7	19,1	5,3	1,0
V. Castelo	45,8	350,1	416,5	18,9	5,1	0,9

* Redução nas emissões totais do concelho, aplicando a medida apenas no centro urbano (considerou-se uma contribuição de 50% das emissões do centro urbano para o total das emissões de cada concelho)

Quadro C.10: Poupança económica estimada por via da diminuição das externalidades como consequência da introdução da medida de diminuição da percentagem de veículos pesados de mercadorias em circulação nos centros urbanos, em 2010

Concelho	Poupança em externalidades (Milhões €)
Maia	7,2
Matosinhos	8,5
Porto	9,6
Valongo	4,4
V. Conde	5,2
Paredes	5,4
Guimarães	8,4
Famalicão	9,9
Braga	10,6
Vila Real	3,4
V. Castelo	5,3

Para aplicação dos dados das externalidades considerou-se que os custos destas variam proporcionalmente com o tráfego automóvel, de modo a que uma diminuição de uma dada percentagem neste representa uma diminuição daquelas do mesmo valor. Sabendo-se que a relação entre os dois parâmetros não é linear, apresentam-se estes valores como uma indicação da possível ordem de grandeza da diminuição dos custos pela aplicação das medidas.

C.4. Zona de circulação taxada

Quadro C.11: Dados de entrada e outras considerações para a análise da medida de implementação de uma ZCT nos centros urbanos

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Redução esperada no tráfego após aplicação da ZCT (exemplo de Londres)	15%	TfL, 2005
Número de dias por ano de aplicação da medida	261 (dias úteis)	
Local de implementação da medida	Centros urbanos	-
Veículos – alvo da medida	Ligeiros de passageiros	
Taxa de ocupação dos veículos em ambiente urbano entre 2005 e 2010	1,2 pass./veíc.	IA, 2004
Custos médios registados em Londres por implementação da medida	25 000 000 £/ano 17 375 000 €/ano	TfL, 2005
Distância percorrida em Londres por ano pelos veículos ligeiros	2.6×10^{13} vkm /ano	
Distância percorrida no Porto por ano pelos veículos ligeiros	5.811×10^{11} vkm /ano	Caneira, R. e Rocha, C., 2003

Quadro C.12: Redução estimada nas emissões de PM₁₀, NO_x e COVNM nos concelhos em análise em 2010, como consequência da introdução de uma ZCT nos centros urbanos

Concelho	Emissão do tráfego total do concelho, com a medida (ton)			Redução nas emissões* (%)		
	PM ₁₀	NO _x	COVNM	PM ₁₀	NO _x	COVNM
Maia	97,2	484,3	432,3	1,7	5,4	2,3
Matosinhos	117,8	614,2	533,1	1,9	5,8	2,6
Porto	148,7	951,4	668,2	2,4	6,0	3,3
Valongo	62,4	332,0	293,0	1,9	5,8	2,6
V. Conde	67,6	304,1	534,5	1,4	5,0	1,1
Paredes	71,9	362,4	517,5	1,4	4,6	1,3
Guimarães	115,9	596,1	582,0	1,8	5,6	2,2
Famalicão	128,5	578,2	647,8	1,5	5,2	1,8
Braga	143,7	701,6	513,7	1,7	5,4	2,9
Vila Real	45,2	217,2	216,3	1,7	5,7	2,2
V. Castelo	71,1	347,2	408,1	1,7	5,5	1,8

*Redução nas emissões totais do concelho, aplicando a medida apenas no centro urbano (considerou-se uma contribuição de 50% das emissões do centro urbano para o total das emissões de cada concelho)

Quadro C.13: Custos estimados da introdução de uma ZCT no centro urbano do Porto, em 2010

	Londres	Porto
Custo infraestruturas (€/vkm/ano)	6.8×10^{-7}	-
Custo infraestruturas (milhares €/ano)	-	385,4

Quadro C.14: Poupança económica estimada por via da diminuição das externalidades como consequência da introdução de uma ZCT nos centros urbanos, em 2010

Concelho	Poupança em externalidades (Milhões €)
Maia	5,19
Matosinhos	7,20
Porto	11,48
Valongo	3,85
V. Conde	3,01
Paredes	3,27
Guimarães	6,65
Famalicão	5,96
Braga	7,58
Vila Real	2,46
V. Castelo	3,82

C.5. Sistema de placas de matrícula alternadas

Quadro C.15: Dados de entrada e outras considerações para a análise da medida de implementação de um sistema de placas de matrícula alternadas nos centros urbanos

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Redução esperada no tráfego após aplicação do sistema de placas alternadas (exemplo de Roma)	22%	Donati, E., Donati, D., 2005
Local de implementação da medida	Centros urbanos	-
Veículos – alvo da medida	Pesados de mercadorias e ligeiros de passageiros	-

Quadro C.16: Redução estimada nas emissões de PM₁₀, Nox e CONV_M nos concelhos em análise em 2010, como consequência da introdução de um sistema de placas de matrícula alternadas nos centros urbanos

Concelho	Emissão do tráfego total do	Redução nas emissões*
----------	-----------------------------	-----------------------

	concelho, com a medida (ton)			(%)		
	PM ₁₀	NO _x	COVNM	PM ₁₀	NO _x	COVNM
Maia	79,0	432,9	418,0	10,7	10,1	3,9
Matosinhos	95,9	547,8	514,1	10,9	10,6	4,3
Porto	122,9	858,7	640,4	10,7	10,3	5,2
Valongo	50,9	296,8	283,0	10,8	10,5	4,2
V. Conde	54,6	270,8	525,6	10,8	9,9	1,9
Paredes	58,4	327,1	508,0	10,6	9,0	2,2
Guimarães	94,3	532,9	564,2	10,8	10,3	3,7
Famalicão	103,7	513,6	630,4	10,8	10,2	3,1
Braga	116,7	625,9	492,7	10,8	10,2	4,8
Vila Real	36,6	192,9	209,6	10,9	10,6	3,7
V. Castelo	57,7	309,5	397,6	10,8	10,4	3,1

* Redução nas emissões totais do concelho, aplicando a medida apenas no centro urbano (considerou-se uma contribuição de 50% das emissões do centro urbano para o total das emissões de cada concelho)

Quadro C.17: Poupança económica estimada por via da diminuição das externalidades como consequência da introdução de um sistema de placas de matrícula alternadas nos centros urbanos, em 2010

Concelho	Poupança (Milhões €)
Maia	2,01
Matosinhos	2,86
Porto	4,21
Valongo	1,52
V. Conde	1,34
Paredes	0,94
Guimarães	2,60
Famalicão	2,62
Braga	3,16
Vila Real	1,02
V. Castelo	1,58

C.6. Zona de emissões reduzidas

Quadro C.18: Dados de entrada e outras considerações para análise da medida de implementação de uma ZER em 2010.

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Número de dias por ano de aplicação da medida	365	-
Local de implementação da medida	Concelhos	-
Veículos – alvo da medida	Pesados de mercadorias e de passageiros em incumprimento da Norma EURO II	-
Carga média transportada por pesado de mercadorias por ano em Portugal (previsão para 2010)	10 ton/veículo/ano	IA, 2004
Custos médios esperados em Londres pela aplicação da ZER	Implementação: 41 700 000 € Manutenção: 4 170 000 €/ano <u>Para os operadores:</u> Por autocarro – 1.127 €/ano Por camião – 388 €/ano	Tfl, 2006
Distância percorrida em Londres por ano pelos veículos pesados	$1,2 \times 10^{12}$ vkm /ano	Tfl, 2005
Distância percorrida no Porto por ano pelos veículos pesados	$3,1 \times 10^{10}$ vkm /ano	Caneira, R. e Rocha, C., 2003

Quadro C.19: Redução estimada nas emissões de PM₁₀, NO_x e COVNM nos concelhos em análise em 2010, como consequência da introdução de uma ZER

Concelho	Nº pesados antigos		Emissão do tráfego total do concelho, com a medida (ton)			Redução nas emissões (%)		
	Mercadorias	Autocarros	PM ₁₀	NO _x	COVNM	PM ₁₀	NO _x	COVNM
Maia	499	57	46,8	439,0	439,3	53,5	19,1	3,1
Matosinhos	591	25	59,7	593,1	546,0	51,3	14,7	2,9
Porto	669	94	83,7	933,3	696,0	46,4	13,7	2,7
Valongo	309	21	31,9	318,0	300,1	50,9	15,3	2,8
V. Conde	362	36	30,6	265,4	536,6	56,0	21,5	1,9
Paredes	376	98	32,4	294,3	519,7	56,3	26,3	2,1
Guimarães	587	52	57,3	556,3	592,6	52,4	17,1	2,7
Famalicão	690	56	58,5	513,0	652,7	55,9	20,5	2,9
Braga	742	73	68,9	638,5	523,6	53,7	18,9	3,9
Vila Real	236	8	21,7	205,0	219,8	53,6	16,3	2,9
V. Castelo	367	25	34,4	322,2	413,4	53,3	17,5	2,4

Quadro C.20: Custos estimados da introdução de uma ZER nos concelhos, em 2010 (exemplo do concelho do Porto)

	Londres	Porto
Custo implementação (€/vkm)	$3,5 \times 10^{-5}$	-
Custo manutenção (€/vkm/ano)	$3,5 \times 10^{-6}$	-
Custo implementação (milhões €)	-	1,1
Custo manutenção (milhares €/ano)	-	156,4
Custos operadores de camiões (milhares €)	-	260
Custos operadores autocarros (milhares €)		106

Quadro C.21: Poupança económica estimada por via da diminuição das externalidades como consequência da introdução de uma ZER, em 2010.

Concelho	Poupança (Milhões €)
Maia	20,4
Matosinhos	23,8
Porto	27,5
Valongo	12,5
V. Conde	14,8
Paredes	15,8
Guimarães	23,9
Famalicão	28,0
Braga	30,3
Vila Real	9,5
V. Castelo	14,9

C.7. Imposição de limites de velocidade mais baixos nas auto-estradas

Quadro C.22: Dados de entrada e outras considerações para análise da medida de imposição de limites de velocidade mais baixos nas auto-estradas.

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Diminuição da velocidade a aplicar	De 120 para 80 km/h	-
Veículos – alvo da medida	Ligeiros de passageiros, ligeiros de mercadorias e motociclos (> 50 c.c.)	-
Custos decorrentes da aplicação da medida noutros países (exemplo da Alemanha)	Investimento: 1,2 Milhões € Operação: 0,8 Milhões €	Brink, C.

Quadro C.23: Redução estimada nas emissões de PM₁₀ nas auto-estradas em 2010, como consequência da diminuição da velocidade praticada (Fontes: Barros, N. *et al**; adaptado de Tchepel, O., 2003 **).

Tipo de veículo	Distribuição, por tipo, na VCI Porto (%) *	Velocidade máxima em AE (Código da Estrada)	Factor de emissão médio estimado (g/km)		Redução nas emissões (%)
			Sem medida **	Com medida	
Ligeiros passageiros	82,6	120	0,074	0,045	36,9
Ligeiros mercadorias	11,3	120	0,257	0,106	
Pesados mercadorias	5,4	80	0,394	0,394	
Autocarros	0,3	100	0,245	0,245	
Motociclos (+50cc)	0,4	120	0,088	0,088	

C.8. Portagens diferenciadas

Quadro C.24: Dados de entrada e outras considerações para análise da medida de introdução de portagens diferenciadas nas principais vias de acesso aos centros urbanos

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Taxa de ocupação dos veículos em ambiente urbano entre 2005 e 2010	1,2 pass./veíc.	IA, 2004

Dados em falta para a estimativa da redução de emissões e dos custos decorrentes da aplicação da medida:

- 1) Aumento previsto da taxa de ocupação por veículo por implementação da medida.
- 2) Custos médios com câmaras de vigilância, funcionários municipais, etc.
- 3) Distribuição do tráfego de entrada nas cidades pelas principais vias de acesso.
- 4) Previsão da diminuição do trânsito provocada pela aplicação da medida (inversamente proporcional ao aumento da taxa de ocupação por veículo?).

C.9. Vias de alta ocupação

Quadro C.25: Dados de entrada e outras considerações para análise da medida de definição de vias de alta ocupação nos principais acessos aos centros urbanos.

Dado a considerar	Valor quantitativo	Referência
Taxa de ocupação dos veículos em ambiente urbano entre 2005 e 2010	1,2 pass./veíc.	IA, 2004
Aumento esperado na taxa de ocupação por veículo (exemplos de vários países)	10 – 15%	KBR, 2004
Custos médios	134 902 – 197 403 €/km/ano	

Dados em falta para a estimativa da redução de emissões decorrentes da aplicação da medida:

- 1) Distribuição do tráfego de entrada nos centros urbanos pelas principais vias de acesso.

2) Previsão da diminuição do trânsito provocada pela aplicação desta medida (inversamente proporcional ao aumento da taxa de ocupação por veículo?)

Referências

Barros, N., Fontes, T., Brás, C., Cunha, L.M., *Emissões nas grandes linhas de tráfego urbanas: o caso da VCI na cidade do Porto*, CEMAS, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Fernando Pessoa, Porto.

Borrego, C., Miranda, A.I., Amorim, J.H., Salmim, L., Santos, P., Carvalho, A.C., Tavares, R., Costa, A.M., Carvalho, A., Valente, J., *Avaliação do Impacte na Qualidade do Ar da Circulação de Transportes Públicos Movidos a Gás Natural na Cidade do Porto*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal, Fevereiro 2006

Brink, C., *Speed limits for Dutch motorways*, Netherlands Environmental Assessment Agency

Caneira, R. e Rocha, C., *Inventário de emissões atmosféricas do tráfego rodoviário na área urbana do Porto*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 2003.

Donato, E. & Donati, D., *Implementing air quality guidelines: the operative plan for 2005 in Rome*, 1st CITEAIR Workshop, Roma, 11 Março 2005.

EEA, *External Costs of Transport*, 20 Agosto 2001

Ferreira, F., Nogueira, L., Almeida, C., Tente, H., Martins, A., Monjardino, J., Neto, J., Franco, N., Pereira, P., Gomes, P., Mesquita, S., Ferreira, V.G., Maciel, H., Torres, P., *Planos e Programas para a melhoria da Qualidade do Ar na região de Lisboa e Vale do Tejo, Relatório Final*, DCEA-FCT/Universidade Nova de Lisboa, CCDR-LVT e INVENTAR, Lisboa, Junho 2005

IA, DCEA-FCT/Universidade Nova de Lisboa e CEEETA, *Programa para os Tectos de Emissão Nacional, estudos de base, cenário de referência*, Lisboa, Maio 2004

KBR, *High Occupancy Vehicle Lanes Feasibility Study*, Novembro 2004

Ntziachristos, L., Samaras, Z., *Final Report on the Workshop on EU Policies to Improve the Contribution of Urban Busses and other Captive Fleets to Air Quality*, Bruxelas, Janeiro 2005

Rodrigues, N., Costa P., Matos, M., *Aplicação da Análise de Ciclo de Vida (ACV) à Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)*, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Junho 2006

STCP, *Relatório e contas 2005*, Porto, 2005

Tchepel, O. A., *Modelo de emissões para apoio à decisão na Gestão da Qualidade do Ar*, dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente

TfL, *Central London congestion charging scheme-impacts monitoring, summary review*, Londres, Janeiro 2005

TfL, *Proposed London Low Emission Zone: Scheme Description and Supplementary Information*, Londres, Novembro 2006

Volvo Bus Corporation, *The Swedish Public Transport Association (SLFT) environment program*, 2005

URL 1: Instituto de Seguros de Portugal: www.isp.pt

ANEXO D

HIERARQUIZAÇÃO DE POLÍTICAS E MEDIDAS

D.1. Medidas prioritárias de base

As medidas de melhoria da qualidade do ar definidas foram analisadas no respeitante aos seus custos económicos e benefícios ambientais. Existem, no entanto, medidas que, apesar de não terem associados cálculos de custos e benefícios foram consideradas prioritárias devido à sua importância estratégica de base. Estas medidas encontram-se classificadas no quadro D.1.

Quadro D.1: Hierarquização das medidas prioritárias de base de acordo com critérios empíricos

Medidas prioritárias de base	Facilidade de implementação ^a	Aceitação social ^b	Hierarquização
Medidas de sensibilização/recomendações	2	1	1º
Sensibilização dos industriais para a diminuição das emissões fugitivas	2	1	1º
Introdução de veículos de baixa emissão nos TC	3	1	2º
Reforço da fiscalização das fontes industriais	3	1	2º
Introdução de postos de abastecimento público de gás natural	4	1	3º
Melhorias na rede de TC	5	1	4º
Partilha de automóveis	3	3	4º
Construção de parques de estacionamento periféricos e aumento dos preços dos mesmos no interior das cidades	5	4	5º
Reforço da fiscalização do estacionamento nas cidades	4	5	5º

a) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito fácil; 5: Muito difícil

b) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito aceitável; 5:Pouco aceitável

D.2. Medidas incluídas na modelação do cenário de redução

A modelação do cenário de redução teve em conta um conjunto de medidas cuja hierarquização se apresenta no quadro D.2. Esta hierarquização foi realizada tendo em conta os custos estimados de implementação, as reduções estimadas nas emissões, e as hipotéticas facilidade de implementação e aceitação social.

Quadro D.2: Hierarquização das medidas incluídas na modelação do cenário de redução

Medida	Custos directos estimados ^a	Classificação (custos) ^b	Redução nas emissões			Classificação (redução nas emissões) ^c	Facilidade de implementação ^d	Aceitação social ^e	Hierarquização
			PM ₁₀	NOx	COVNM				
Varrimento e lavagem das ruas	-	1	30%	-	-	5	1	1	1 ^o
Nível: local									
Diminuição das emissões da combustão residencial	350 – 500 €/equipamento	1	16%	2%	3%	2	3	3	2 ^o
Nível: regional									
Renovação das frotas de veículos de recolha de RSU	Por veículo: 15.000€ + 634€/ano Totais: podem chegar a 900.000€ + 38.000€/ano	2	0,5%	0,1%	-	4	3	1	3 ^o
Nível: concelho									
Zonas de Emissão Reduzidas	Para os operadores: Por autocarro: 1.127 €/ano Por camião: 388 €/ano Totais: podem chegar a 366.000€/ano Para as restantes entidades: Implementação: 1.087.000€ Manutenção: 156.000€/ano	5	50%	18%	3%	1	5	3	4 ^o
Nível: concelho									
Diminuição das emissões da combustão agrícola	-	4	-	9%	2%	4	4	2	4 ^o
Nível: regional									
Sistemas de placas de matrícula alternadas	Infra-estruturas, gestão do tráfego e informação do público: 385.000€/ano	3	11%	10%	4%	3	4	5	5 ^o
Nível: concelho									
Imposição de limites de velocidade mais baixos nas auto-estradas	Implementação: 1.200.000€ Manutenção: 50.000€/ano	5	37%	29%	15%	4	4	5	6 ^o
Nível: local									

a) Por custos directos entendem-se os custos de compra de equipamento, substituição de veículos, modificação de rotas, entre outros. Não são considerados custos indirectos como modificações a nível social, comercial e outros.

b) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito barato; 5: Muito caro

c) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito eficaz; 5: Pouco eficaz

d) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito fácil; 5: Muito difícil

e) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito aceitável; 5: Pouco aceitável

D.3. Medidas não incluídas no cenário de redução, quantificadas

Existem outras medidas não contempladas no cenário de redução, mas cuja aplicação é igualmente importante, pelos benefícios ambientais que traz. Para algumas dessas medidas foi possível a estimativa de custos e/ou benefícios ambientais associados, encontrando-se hierarquizadas no quadro D.3.

Quadro D.3: Hierarquização das medidas não incluídas na modelação do cenário de redução, quantificadas

Medida	Custos directos estimados ^a	Classificação (custos) ^b	Redução nas emissões			Classificação (redução nas emissões) ^c	Facilidade implementação ^d	Aceitação social ^e	Hierarquização
			PM ₁₀	NOx	COVNM				
Modificação do processo de produção de misturas betuminosas	-	1	50 – 60%	-	-	5	1	1	1 ^o
			Nível: local						
Diminuição da percentagem de pesados de mercadorias em circulação	-	2	20%	5%	1%	1	5	2	2 ^o
			Nível: concelho						
Zonas de Circulação Taxadas	Infra-estruturas, gestão do tráfego e informação do público: 385.000€/ano	2	2%	5%	2%	2	5	5	3 ^o
			Nível: concelho						
Vias de Alta Ocupação	1.600.000€/ano/10 km	5		-		3	5	4	4 ^o

OBSERVAÇÕES:

a) Por custos directos entendem-se os custos de compra de equipamento, substituição de veículos, modificação de rotas, entre outros. Não são considerados custos indirectos como modificações a nível social, comercial e outros.

b) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito barato; 5: Muito caro

c) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito eficaz; 5: Pouco eficaz

d) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito fácil; 5: Muito difícil

e) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito aceitável; 5: Pouco aceitável

D.4. Medidas não incluídas no cenário de redução, não quantificadas

Apresenta-se no quadro D.4 uma lista de medidas que, por falta de dados de base para o cálculo dos custos e benefícios associados, foram hierarquizadas tendo em conta apenas aspectos empíricos como a hipotética facilidade de implementação e aceitação social.

Quadro D.4: Hierarquização das medidas não incluídas na modelação do cenário de redução, não quantificadas

Medida	Facilidade de implementação ^a	Aceitação social ^b	Hierarquização
Redução das emissões de poeiras da construção civil	2	1	1 ^o
Substituição de despoeiradores nas fontes industriais	3	1	2 ^o
Criação de normas de emissão para aglomerados	3	1	2 ^o
Medidas a tomar durante o abastecimento dos veículos	1	3	2 ^o
Substituição e armazenamento de produtos no sector doméstico	4	2	3 ^o
Corte de ruas ao trânsito	4	4	4 ^o
Portagens diferenciadas	5	5	5 ^o

a) Escala de 1 a 5 onde 1: Muito fácil; 5: Muito difícil

b) Escala de 1 a 5 onde: 1: Muito aceitável; 5:Pouco aceitável